

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS
INDUSTRIALES Y DE TELECOMUNICACIÓN

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



Trabajo Fin de Grado

**ESTUDIO DE VIABILIDAD DE UNA PLANTA DE
TRATAMIENTO DE RESIDUOS GANADEROS CON
APROVECHAMIENTO DE BIOGÁS PARA CANTABRIA**

(FEASIBILITY STUDY OF A LIVESTOCK WASTE
TREATMENT PLANT WITH THE USE OF BIOGAS FOR
CANTABRIA)

Para acceder al Título de

**GRADUADO EN INGENIERÍA EN
TECNOLOGÍAS INDUSTRIALES**

Autor: VIDAL COBO RUIZ

09 - 2018

ESTUDIO DE VIABILIDAD DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS GANADEROS CON APROVECHAMIENTO DE BIOGÁS PARA CANTABRIA

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVO.....	5
1.1. INTRODUCCIÓN	5
1.2. OBJETIVO	6
2. LOCALIZACIÓN	7
3. CARACTERÍSTICAS DE LOS RESIDUOS GANADEROS	8
3.1. VOLUMEN Y COMPOSICIÓN	8
3.2. COMPARACIÓN ENTRE FANGOS DE AGUAS RESIDUALES Y ESTIÉRCOL ANIMAL.....	15
4. GESTIÓN DE LOS RESIDUOS GANADEROS	17
4.1. MARCO LEGAL DE LOS RESIDUOS GANADEROS.....	17
4.1.1. LAS LEYES COMUNITARIAS. LA DIRECTIVA 91/676	17
4.1.2. CÓDIGO DE BUENAS PRÁCTICAS	20
5. ACEITE VEGETAL USADO	23
5.1. IMPACTO MEDIO AMBIENTAL DEL ACEITE.....	23
5.2. CANTIDADES CONSUMIDAS Y RECICLADAS	23
6. PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	25
6.1. MECANISMO DEL PROCESO ANAEROBIO.....	25
6.2. ETAPAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	27
6.2.1. HIDRÓLISIS DE BIOPOLÍMEROS	27
6.2.2. FERMENTACIÓN DE AMINOÁCIDOS Y AZÚCARES (ACIDOGÉNESIS)	29
6.2.3. OXIDACIÓN ANAEROBIA DE ÁCIDOS GRASOS (ACIDOGÉNESIS)	30
6.2.4. OXIDACIÓN ANAEROBIA DE PRODUCTOS INTERMEDIOS (C3 Y C4).....	31
6.2.5. METANOGÉNESIS A PARTIR DE ACETATO	32
6.2.6. METANOGÉNESIS A PARTIR DE H ₂	33
6.2.7. REDUCCIÓN DE SULFATOS	34
6.3. PARÁMETROS DE OPERACIÓN DEL PROCESO ANAEROBIO	35
6.3.1. INÓCULO INICIAL. FASE DE ARRANQUE	35

6.3.2.	TEMPERATURA	36
6.3.3.	CARGA ORGÁNICA.....	36
6.3.4.	VELOCIDAD DE CARGA ORGÁNICA (B_v).....	37
6.3.5.	TIEMPO HIDRÁULICO DE RESIDENCIA (THR)	37
6.3.6.	GRADO DE MEZCLA	37
6.3.7.	NUTRIENTES	38
6.3.8.	COMPUESTOS TÓXICOS.....	38
6.3.9.	PH	38
6.3.10.	ALCALINIDAD.....	39
6.3.11.	ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES	40
6.3.12.	PRODUCCIÓN Y COMPOSICIÓN DE BIOGÁS.....	40
7.	TIPOS DE REACTORES ANAEROBIOS	42
7.1.	REACTOR DE MEZCLA COMPLETA (CSTR).....	43
7.2.	REACTORES DE FLUJO PISTÓN.....	44
7.3.	REACTORES DE CONTACTO ANAEROBIO.....	45
7.4.	REACTOR DE LECHO DE LODOS SUSPENDIDOS (UASB).....	46
7.5.	REACTORES DE FILTRO ANAEROBIO.....	48
7.6.	REACTORES DE LECHO FLUIDIZADO	50
7.7.	REACTORES DE PELÍCULA FIJA.....	51
7.8.	TECNOLOGÍAS DE DIGESTIÓN APLICADAS A ESTIÉRCOL	52
7.8.1.	SISTEMAS DE DIGESTIÓN EN CARGAS (BATCH).....	52
7.8.2.	SISTEMAS DE ACUMULACIÓN	53
7.8.3.	SISTEMAS DE FLUJO PISTÓN.....	53
7.8.4.	SISTEMAS CSTR.....	53
7.8.5.	SISTEMAS DE ALTA VELOCIDAD DE CARGA	54
8.	EFFECTOS MEDIAMBIENTALES DE RESIDUOS GANADEROS ..	55
8.1.	EXCESO DE MINERALES	57
8.2.	EFFECTOS DEL NITRÓGENO.....	57
8.3.	EFFECTOS FÓSFORO	59
8.4.	EFFECTOS DEL POTASIO	60
8.5.	EFFECTOS DEL BORO	60
8.6.	APORTE DE METALES	60
8.7.	TRANSMISIÓN DE ENFERMEDADES O DE PARÁSITOS.....	61

8.8.	PROBLEMAS PLANTEADOS EN LA ATMÓSFERA	62
8.8.1.	DIOXIDO DE CARBONO.....	63
8.8.2.	METANO	63
8.8.3.	AMONIACO	64
8.8.4.	LOS OLORES.....	65
9.	ESTUDIO ECONÓMICO FINANCIERO.....	67
9.1.	INVERSIÓN Y AMORTIZACIÓN.....	68
9.2.	FINANCIACIÓN.....	69
9.3.	HIPOTESIS DE INGRESOS.....	70
9.4.	CUENTA DE EXPLOTACIÓN.....	71
9.5.	FLUJOS DE CAJA.....	72
10.	CONCLUSIONES ESTUDIO.....	73
11.	BIBLIOGRAFÍA.....	74
	ANEXO Nº 1 A MEMORIA.....	76
	ANEXO Nº 2 A MEMORIA.....	90
	ANEXO Nº 3 A MEMORIA.....	94
	ANEXO Nº 4 A MEMORIA.....	102

ESTUDIO DE VIABILIDAD DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS GANADEROS CON APROVECHAMIENTO DE BIOGÁS PARA CANTABRIA

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVO

1.1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo de explotaciones ganaderas de vacuno lechero principalmente, se está aproximando a granjas de tipo industrial en la que la eficiencia productiva del ganado mejora sustancialmente. Lo cual implica que el número de ganado ha aumentado, manteniendo la misma superficie agraria. Como consecuencia de este desarrollo, en los últimos años, se ha pasado de explotaciones que utilizaban el estiércol producido en su granja como fertilizante de sus cultivos en un entorno de equilibrio entre ganadería y agricultura.

Actualmente existe el problema de la separación del sector ganadero del sector agrícola, lo que implica que muchas granjas tienen una gran cantidad de residuos pastosos para los que no disponen del suficiente terreno de cultivo donde aprovechar sus fertilizantes, debido al gran número de cabezas de ganado que tienen en sus granjas.

Los residuos animales contaminan el agua y el suelo; además el uso de fertilizantes con nitrógeno y fósforo ha ocasionado la eutrofización de las aguas. Al problema de la cantidad producida, también se añaden otros del almacenamiento adecuado y suficiente, sistemas de transporte y dispersión sobre los campos, lo que suele provocar una contaminación de las aguas, bien por vertido incontrolado directo, bien por un uso agrícola excesivo o inadecuado que da lugar a una contaminación difusa a través del agua de lluvia. En ambos casos la contaminación puede afectar tanto a las aguas superficiales como a las subterráneas.

En Cantabria, concretamente, una gran parte de las explotaciones intensivas se encuentran localizadas en la costa, zona turística y de desarrollo urbanístico. Se generan grandes cantidades de un residuo semilíquido, surgiendo la necesidad de aplicar tecnologías para eliminar la contaminación de éste, actuando principalmente

sobre la fracción líquida, ya que es esta fracción la que presenta un mayor peligro para el medio ambiente debido a su fluidez, agravado por el clima húmedo y terrenos con mucha pendiente.

En la actualidad existen 377.420 cabezas de ganado, siendo el ganado bovino predominante (73,77%), seguido por el ovino (13,94%), caprino (4,55%), equino (6,88%) y porcino (0,83%). (Datos obtenidos del ICANE, septiembre de 2011).

1.2. OBJETIVO

El objetivo de este proyecto es el estudio de viabilidad técnica, económica y social de la implantación de un sistema de aprovechamiento de residuos ganaderos (purines) y residuos domésticos (aceite) para a través de la instalación de un biodigestor obtener gas metano y mediante el secado del digestato, aprovechando calores residuales, obtener un fertilizante de mucha calidad.

2. LOCALIZACIÓN

Para determinar la localización del biodigestor se estudia la situación ganadera de Cantabria, los núcleos con grandes concentraciones de ganado y la posibilidad que existan calores residuales que no se estén aprovechando, para con ellos terminar el ciclo y conseguir un fertilizante seco de muy alta calidad.

Una vez estudiados los factores anteriores, se ha elegido la localidad de Meruelo (Cantabria) para instalar el sistema de biodigestion que se expondrá más adelante.

La justificación de la elección se puede observar en el Anexo nº 1

Así mismo se observan las ventajas medioambientales que ofrece realizar un tratamiento anaerobio de los purines vacunos.

Una de estas ventajas medioambientales, y la principal, es la posibilidad que a partir de un tratamiento de los purines y un secado de estos, se pueda comercializar un fertilizante de alta calidad. Lo que implicaría una reducción del nitrógeno aportado a la superficie de Cantabria.

3. CARACTERÍSTICAS DE LOS RESIDUOS GANADEROS

3.1. VOLUMEN Y COMPOSICIÓN

Los residuos ganaderos tienen en determinadas regiones de Europa una gran importancia, debido a su incidencia económica y ambiental. Algunas de estas regiones están situadas en España, como son Cantabria, Castilla y León, Cataluña, Aragón, Galicia, etc.

Producción de purines en zona de estudio, se puede observar en el Anexo nº2...

El volumen y composición de los purines de vacuno dependen de diferentes factores, tales como tipo de ganado que lo produce, el tipo de establo en que se encuentren confinados los animales, el sistema de limpieza empleado en el mismo, el depósito de almacenamiento de estos residuos o si los animales se encuentran en permanente pastoreo.

La adición de agua al estiércol, es una práctica muy extendida en las granjas de animales, reduciendo su poder fertilizante y aumentando el volumen de estiércol a recoger y almacenar, por lo que aumentan también los costes de tratamiento. En cuanto a su composición, influyen mucho los aditivos que se añaden a los alimentos con el fin de estimular la producción de leche y carne. Estos aditivos modifican el carácter de los abonos y son productos difícilmente biodegradables, especialmente sus metabolitos.

Si se analiza el purín desde el punto de vista de la utilización del mismo como fertilizante, se puede decir que se trata de un residuo con abundante cantidad de materia orgánica (MO), más del 50% de la materia seca, siendo el nitrógeno el principal elemento que contiene, encontrándose fundamentalmente en forma amoniacal y en menor proporción, en forma orgánica. El purín de vacuno es también rico en potasio. El calcio es el tercer elemento en importancia en la composición de los purines de vacuno. Es un elemento que presenta interés para los suelos ácidos en su forma combinada de óxido, hidróxido, carbonato, sulfato, etc., por su acción neutralizante o alcalinizante.

Con respecto a su contenido en metales pesados, el elemento que se encuentra en mayor proporción es el hierro, siguiéndole en importancia el manganeso, zinc y cobre. Estos componentes, que pueden tener un efecto beneficioso sobre el terreno, (a excepción de algunos metales pesados), se pueden convertir en peligrosos cuando se excede la capacidad de absorción de nutrientes, produciéndose filtraciones que pueden contaminar los cursos del agua.

Los residuos ganaderos son clasificados en el Código de Buenas Prácticas Agrarias del Gobierno de la Comunidad Autónoma de Cantabria (BOC 2.4.97), en función de la mezcla de que se trate de esta forma:

- Estiércol: los residuos excretados por el ganado o las mezclas de desechos y residuos excretados por el ganado, incluso transformados.
- Purines: son las deyecciones líquidas excretadas por el ganado.
- Lisier: abono producido por ganado vacuno o porcino en alojamientos que no usan mucha paja u otro material para cama. El lisier puede oscilar entre un semisólido con el 12% de materia sólida o un líquido con el 3-4% de materia sólida.

Algunas de las composiciones típicas de estiércoles de diversos ganados son las siguientes:

Tabla 3.1. Composición media de diversos estiércoles (en %)

	VACA	CERDO	POLLO
Mat.Seca (%)	17,5	26,1	26,9
Ceniza (%)	4,6	5,8	8,7
Mat. Orgánica (%)	12,9	20,3	18,2
DQO (%)	7,0	10,4	8,0

Se ha estimado que un animal produce diariamente entre un 6% y un 12% de su peso vivo en residuos fecales. En la Tabla 3.2. se especifica el estiércol producido diariamente por diferentes animales según su peso aproximado:

Tabla 3.2. Peso y producción de excrementos de ganado bovino

TIPO DE GANADO	PESO APROXIMADO DEL ANIMAL (Kg)	PRODUCCIÓN MEDIA DE ESTIERCOL (L/d)
Terberos hasta 2 meses	73	5,0
Terberos hasta 6 meses	140	7,5
Terbras hasta 12 meses	270	15,0
Terbras hasta 18 meses	380	20,0
Terberos hasta 24 meses	400	27,0
Vaca lechera	500	41,0

Hay que destacar el contenido en nutrientes. Las principales características de los purines de ganado vacuno están recogidas en las siguientes tablas:

Tabla 1.3. Composición del estiércol de vacuno en distintos países (Zeeman, 1991)

PAÍS	ST(g/l)	SV(g/l)	N total(g/l)	N-NH ₄ (g/l)
HOLANDA	77,5-91,8	56,2-80,8	---	2,4-2,9
UK	---	28,1	1,7-2,2	---
USA	88,2	73,6	2,9	0,6
INDIA	85,1	69,8	1,2	---
SUIZA	---	43,7-64,6	1,9-2,8	1,0-1,3
ALEMANIA	85,0	69,6	2,8	0,6

En la Tabla 3.4., se muestra la composición en g/l del estiércol de ganado vacuno entre los que hay que hacer notar los valores medios de 4,4 g NKT/L y 1,8 g P₂O₅/l.

La Tabla 3.5., muestra composiciones típicas para el estiércol de vacuno y porcino.

Tabla 3.2. Concentraciones medias de sólidos y nutrientes en estiércol de vacuno (g/l)
(Zeeman, 1991)

ST	SV	NKT	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	Na ₂ O	Cl ⁻	SO ₃
95	75	4,4	1,8	5,5	2,1	1,0	1,0	3,0	1,8

Tabla 3.3. Composición típica del estiércol de vacuno y porcino en Kg/m³ (Zeeman, 1991)

	HOLANDA Vacas de leche	SUIZA Vacas de leche	SUIZA Cerdo
ST (g/l)	85,4	83	83
SV (g/l)	74,7	73	74
N-NH ₄ ⁺ (g/l)	2,2	1,5	1,9
DQO total (g/l)	101	-	-
DQO sol. (g/l)	27,6	-	-
DQO _{AGV} (g/l)	11,1	2,6	7,4
pH	7,5	7,4	7,2

En la Tabla 3.6., se muestra la composición en porcentaje en sólidos de los componentes fundamentales del estiércol: los datos están recogidos de Zeeman (1991). Se puede comprobar que la operación tamizado lo que hace fundamentalmente es eliminar celulosa y hemicelulosa.

En la Tabla 3.7., se presenta la producción anual de nutrientes por unidad de ganado vacuno, porcino y aviar.

Tabla 3.6. Composición, en porcentaje total de sólidos, de las muestras de purines de vacuno (Zeeman, 1991).

Grasa	Proteína	Carbohidrato	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina	Residuo Inorgánico
6,1	13,7	59,9	-	-	-	20,3
6,1	15,0	62,1	-	-	-	16,9
7,5	15,6	-	14,5	19,3	8,2	29,0
3,5	15,0	-	17,0	19,0	6,8	28,0
4,0	15,0	-	25,0	20,0	9,0	16,0
5,7	14,8	-	24,2	20,9	13,2	20,7
7,3	18,5	-	6,0	4,7	18,7	28,6

Tabla 3.4. Producción de residuos en Kg/unidad ganadera /año (turzo, 1998)

	Nitrógeno(N)	Fósforo (P ₂ O ₅)	Potasio(K ₂ O)
Bovino	89	40	100
Porcino	11,2	7,5	6,4
Aviar	0,72	0,75	0,36

El estiércol se almacena habitualmente al aire libre, lo que origina la eliminación de nutrientes principalmente por tres causas: lavado por agua de lluvia, degradación por desgasificación e infiltración de líquido en el suelo.

Las pérdidas según los estudios de algunos investigadores, pueden estimarse en un 20% de nitrógeno, 5% de fósforo y 35% de potasio, durante el período invernal.

Cuando los purines se almacenan en depósitos cerrados no habrá pérdidas detectables de fósforo y potasio; el nitrógeno que se pierde lo hará en forma de gas.

De esta forma se observa que las pérdidas de nutrientes dependerán del período de almacenamiento, del tipo de tanque y material de construcción y de las condiciones climáticas, sobre todo la temperatura.

Los desechos animales son ricos en materias orgánicas, por ejemplo, en el caso de los bovinos: 4 % en los orines y 14 % en la bosta, con un 3 % de materias minerales en los dos tipos de deyecciones (Frison, 1967), de tal forma que el contenido de materias orgánicas del estiércol licuado es del orden del 6%.

Tabla 3.5. Contenido de nutrientes del estiércol y purines frescos no diluidos.

	N (%)	P ₂ O ₅ (%)	K ₂ O (%)	Materia Seca (%)
Purines de vacuno	0,5	0,2	0,5	10-12
Purines de porcino	0,6	0,4	0,3	10
Estiércol de vacuno	0,6	0,3	0,7	25
Estiércol de porcino	0,6	0,6	0,4	25

El estiércol licuado de los cerdos presenta contenidos más elevados que los estiércoles licuados de los bovinos en nitrógeno total y amoniacal, P₂O₅ y CaO.

Los resultados de la composición media obtenidos demuestran la existencia de una notable heterogeneidad. Entre los factores de variación, la tasa de dilución es uno de los más importantes, aunque el tipo de animal, su alimentación así como la época del año, también intervienen.

Los efluentes animales tienen, esencialmente, una serie de efectos positivos sobre el suelo y las plantas si se agregan en dosis adecuadas. El estiércol es un generador importante de humus: el valor nitrogenado, el aporte benéfico del fósforo, de potasio, magnesio, azufre, hierro, manganeso, boro, zinc y cobre, todos ellos elementos esenciales para las plantas, hacen de los residuos animales un recurso precioso. Los elementos indeseables (cadmio, mercurio y arsénico) son aportados únicamente en pequeñas cantidades. Por otra parte, los riesgos de transmisión de

enfermedades por las aguas son escasos. El uso de los efluentes de la ganadería desgraciadamente no es fácil, y necesita el acatamiento de una serie de condiciones relativas al momento y al modo de aplicación, la dosis esparcida, el tipo de suelo, la presencia o la ausencia de un cultivo y el tipo de cultivo.

Tabla 3.6. Comparación del contenido de nutrientes de distintos residuos orgánicos
(Danés, R. y Boixadera, J. (1998)).

Residuo orgánico	N total Kg/m ³	N org. Kg/m ³	N-NH ₄ ⁺ Kg/m ³	P ₂ O ₅ Kg/m ³	K ₂ O Kg/m ³
Estiércol de vacuno	5,0	4,5	0,5	2,7	7,0
Estiércol de porcino	4,7	4,2	0,5	4,5	5,5
Gallinaza	12,9	2,2	10,7	15,6	10,2
Cama de aves de engorde	30,7	20,8	9,9	28,6	19,8
Purín de porcino de engorde	5,9	2,5	3,4	5,3	3,6
Purín de porcino de ciclo cerrado	4,3	1,3	3,0	3,2	2,8
Purín de porcino de maternidad	3,4	0,9	2,5	1,8	2,3
Purín de vacuno de engorde	2,7	0,6	2,1	2,0	3,8
RSU (compost)	2,9	2,9	0,0	1,7	2,4
Lodos de depuradora urbana	5,0	4,3	0,7	3,7	0,7
Lodos de dep. urb. compostados	3,3	2,2	1,1	4,7	0,6
Lodos de industria cárnica	8,7	6,0	2,7		

3.2. COMPARACIÓN ENTRE FANGOS DE AGUAS RESIDUALES Y ESTIÉRCOL ANIMAL

La diferencia entre la digestión del estiércol y de los fangos de aguas residuales puede deducirse de las características como afluentes de estos dos tipos de materias primas. Además de la composición química, la concentración en ST y en nutrientes puede diferir considerablemente entre unos y otros. La concentración de nitrógeno amoniacal en el estiércol es mayor que en los fangos de aguas residuales.

El estiércol animal es un sustrato bastante heterogéneo. Contiene una gran cantidad de sólidos de diversos tamaños. Una parte importante de los sólidos totales está constituido, como se ha visto antes, por materiales fibrosos tales como celulosa, hemicelulosa y lignina. La celulosa y la hemicelulosa son en teoría, degradables anaeróbicamente pero es la estructura de la fibra la que determinará si pueden ser digeridos o no. La lignina se reconoce como anaeróbicamente inerte y limita hasta cierto punto la digestión de los carbohidratos. Se ha encontrado una disminución lineal de la degradación de los ST con el contenido de lignina en varios materiales vegetales y en el estiércol animal.

El abono animal contiene también otros compuestos orgánicos disueltos. Una parte importante de la fracción disuelta, tanto para el estiércol de cerdo como para el de vaca, consiste en material refractario a la depuración biológica anaerobia. La cantidad de orgánicos disueltos refractarios a la depuración biológica en estiércol de vaca es del orden del 15-20% de la DQO afluente. La otra parte de la fracción disuelta está compuesta de ácidos grasos volátiles (AGV). La concentración de AGV varía con el tipo de estiércol y las condiciones de almacenaje. La concentración de AGV en el estiércol de vaca es ligeramente inferior al encontrado en otros estiércoles como el de cerdo. Esto es debido, a que dichos ácidos son digeridos en el estómago del rumiante.

Las diferencias básicas de composición entre el estiércol de vaca y los fangos de aguas residuales están reflejadas en la Tabla 3.10.

Tabla 3.7. Composición principal de sólidos y nutrientes en estiércol de vacuno y en fangos de aguas residuales (Concentraciones en g/l).

PARÁMETRO	PURÍN DE VACA	FANGOS DE AGUAS RESIDUALES
ST	95	45,2
SV	75	25,5
NKT	4,4	2,2
P ₂ O ₅	1,8	2,5
K ₂ O	5,5	0,2
CaO	2,1	3,9
MgO	1,0	0,3

4. GESTIÓN DE LOS RESIDUOS GANADEROS

La gestión de los purines debe seguir los principios básicos de la gestión de residuos, así como una reducción en origen, mediante una optimización de las prácticas ganaderas.

Reducción de caudales: los purines presentan en general contenidos en agua elevados, la intercepción de aguas pluviales y de escorrentía, así como una utilización justa del agua producirá un ahorro para la empresa generadora en transporte, etc.

Medidas de reducción de componentes como nitrógeno, fósforo, metales, modificando las dietas del ganado.

4.1. MARCO LEGAL DE LOS RESIDUOS GANADEROS

4.1.1. LAS LEYES COMUNITARIAS. LA DIRECTIVA 91/676

La legislación medioambiental, como toda norma de control, presenta tres vertientes claramente diferenciadas, siendo estas; preventiva, sancionadora y reparadora.

La posible severidad de las leyes comunitarias se debería interpretar, mientras se respete el tejido ganadero, como una fuerte ayuda para frenar los problemas ambientales debido a la pérdida de equilibrio entre las actividades agrícola y ganadera.

La Directiva del Consejo de 12 de diciembre de 1991 relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en agricultura (91/676/CEE) ha sido incorporada al ordenamiento español por medio del Real Decreto 261/1996 de 16 de febrero. La finalidad de esta Directiva es: reducir la contaminación de las aguas causada o inducida por nitratos de fuentes agrarias y prevenir su extensión.

La adopción por parte de algunos estados miembros de la UE de una legislación sobre ganadería intensiva, ha hecho que sea urgente proponer medidas comunes, no solamente para proteger el medio ambiente, sino también para evitar la distorsión de la competencia.

La propuesta de directiva COM (88) 708, recoge la preocupación de las autoridades comunitarias por el aumento de los niveles de nitratos en las aguas dulces, costeras y marinas contra la contaminación provocada por los nitratos de fuentes difusas.

El memorándum explicativo de este documento hace un análisis de la situación en cada estado miembro y apunta el término de zona vulnerable, que hace referencia a las zonas expuestas a la contaminación por compuestos nitrogenados, o que corran el riesgo de estarlo. Son los estados miembros lo que habrán de designarlas. En España, se consideran como tales:

Las aguas superficiales y subterráneas que presenten o puedan llegar a presentar una concentración de nitratos de 50 mg/l.

Embalses, lagos naturales, charcas, estuarios y aguas litorales que se encuentren en estado eutrófico o puedan eutrofizarse en un futuro próximo.

En estas zonas vulnerables, se propone una primera limitación del número de animales productores de estiércol por hectárea, para que el estiércol pueda ser aplicado en los suelos de cultivo propios, según el anexo II, COM (88) 708, CEE.

Tabla 4.1. Número máximo de animales productores de estiércol por hectárea.

ANIMAL	Número/ Ha
Vaca lechera	2
Ganado vacuno joven o para carne	4
Porcino engorde	16
Cerdas con Lechones	5
Pavos, patos	100
Gallinas ponedoras	133
Gallinas jóvenes, 0-16 semanas	285

Posteriormente, una nueva comunicación de la Comisión destacó la necesidad de apoyar el esfuerzo de los agricultores por la protección del medio ambiente, y

aborda unas herramientas imprescindibles para conseguir este fin; de un lado hace referencia a las compensaciones y estímulos financieros integrados en un marco de medidas reglamentarias, y por otro, la formación, información y divulgación de las buenas prácticas agrarias.

La situación a nivel europeo se refleja en el Informe de síntesis (30/7/98) de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo sobre la aplicación de la Directiva 91/676/CEE, y el resumen de los informes presentados a la comisión por los estados miembros. Estos informes evidencian que el calendario previsto de la aplicación de la directiva de nitratos como se muestra en la Tabla 3.3, presenta numerosos incumplimientos, tanto en la incorporación de la directiva al derecho nacional (España la incorpora el 11-3-1996), la elaboración de los códigos de buenas prácticas y en la designación de las zonas vulnerables a finales del año 98 se sigue a la espera de las resoluciones finales. Ante estos incumplimientos, la Comisión ha iniciado una serie de procedimientos de infracción contra Bélgica, España, Finlandia, Francia, Grecia, Irlanda, Italia, Países Bajos, Portugal y Reino Unido.

Tabla 4.2. Calendario de aplicación de la Directiva.

Requisito	Artículo pertinente de la directiva	Plazo de ejecución estipulado
Incorporación al derecho nacional	12	20-12-1993
Control	5 o 6	20-12-1993
Designación de zonas vulnerables	3	20-12-1993
Establecimiento del código de buenas prácticas agrarias	4	20-12-1993
Establecimiento del primer programa de acción cuatrienal	5	20-12-1995
Presentación del primer informe de síntesis de la Comisión	10	20-6-1996
Finalización de la revisión de las	3	21-12-1997

designaciones		
Inicio del año durante el que puede aplicarse un máximo de 210 Kg N/ Ha	5	20-12-1998
Finalización del primer programa de acción	5	20-12-1999
Inicio del año durante el que puede aplicarse un máximo de 170 Kg N/ Ha	5	20-12-2002
Finalización del segundo programa de acción	5	20-12-2003

4.1.2. CÓDIGO DE BUENAS PRÁCTICAS

Elaboradas por los Órganos competentes de las Comunidades Autónomas, con la finalidad de reducir la contaminación producida por los nitratos de origen agrario, contemplan los siguientes aspectos mínimos:

- Los periodos en que no es conveniente la aplicación de fertilizantes a las tierras.
- La aplicación de fertilizantes a tierras en terrenos inclinados y escarpados.
- La aplicación de fertilizantes en terrenos hidromorfos, inundados, helado o cubiertos de nieve.
- Las condiciones de aplicación de fertilizantes a tierras cercanas a cursos de aguas.

La capacidad y el diseño de los tanques de almacenamiento de estiércol, las medidas para evitar la contaminación del agua por escorrentía y filtración en aguas superficiales y subterráneas de líquidos que contengan estiércol y residuos procedentes de productos vegetales almacenados como el forraje ensilado.

Como carácter complementario pueden incluir:

- La gestión del uso de la tierra con referencia a los sistemas de rotación de los cultivos y a la proporción de la superficie de tierras dedicadas a cultivos permanentes en relación con cultivos anuales.
- El mantenimiento durante periodos lluviosos de un manto mínimo de vegetación que absorba el nitrógeno del suelo que, de lo contrario podría causar fenómenos de contaminación del agua por nitratos.
- La utilización como alternativa, de cultivos con alta demanda de nitrógeno y con sistemas radicales potentes, capaces de aprovechar los nitratos que han sido arrastrados a capas profundas.
- El establecimiento de planes de fertilización acordes con la situación particular de cada explotación y la consignación en registro del uso de fertilizantes.
- La prevención de la contaminación del agua por escorrentía y la filtración del agua por debajo de los sistemas radicales de los cultivos en los sistemas de riego.

Finalmente, debe comentarse más a fondo la Directiva del Consejo del 12 de diciembre de 1991 relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura (91/676/CEE). La citada directiva recoge el concepto de zonas vulnerables, las cuales debían de haber sido designadas en 1993. En 1995, los estados miembros establecerían programas de acción respecto de las zonas vulnerables, las cuales se pondrían en marcha como fecha más tardía en 1999, y recogerían los aspectos antes comentados de las buenas prácticas agrarias.

El aspecto esencial, en lo que atañe a la cantidad de residuo ganadero aplicado al suelo, fija el objetivo limitando la aplicación de la cantidad que contenga 210 Kg de nitrógeno por hectárea y año, bajándose esa cifra en un futuro a 170 Kg de nitrógeno por hectárea y año.

Ahora bien, el apartado 6 del punto 2 en el anexo III, especifica la posibilidad de establecer límites diferentes a los anteriores, si se demuestra que se respetan los objetivos prioritarios de la directiva: reducir la contaminación causada por los nitratos

de origen agrario, y actuar preventivamente contra nuevas contaminaciones. Estas nuevas barreras, como es evidente, habrán de justificarse en función de los cultivos, de la pluviometría y de los suelos.

Esto podría permitir a nuestras autoridades imponer unos límites a las aplicaciones de residuos ganaderos por encima de los fijados, cuando así convenga. Esta tolerancia se ha de fundamentar en unas condiciones climáticas y edáficas más permisivas que las que se dan en otros países europeos donde el problema es aún más grave, y que queriendo no perder competitividad, han presionado a la comunidad para conseguir en todo el espacio europeo el establecimiento de unos márgenes artificiales para este país.

5. ACEITE VEGETAL USADO

El aceite vegetal residual es una sustancia con elevado valor energético, que en muchas ocasiones acaba diluyéndose por cañerías vertiéndose en aguas, llegando a contaminar estas.

La mayor parte de residuos de aceites vegetales son producidos en nuestros hogares, muy lejos de las cantidades producidas en establecimientos dedicados a la hostelería.

5.1. IMPACTO MEDIO AMBIENTAL DEL ACEITE

En la mayor parte de los hogares no se reciclan estos residuos acabando estos siendo vertidos por el fregadero. Esto causa grandes problemas medio ambientales además de suponer un coste importante para la administración pública.

El impacto ambiental es muy delicado, solo un litro de aceite de cocina vertido por el desagüe puede contaminar más de mil litros de agua. Sin embargo, los beneficios de reciclarlo son impresionantes.

La reutilización del aceite puede servir para la fabricación de jabones, abono orgánico, lubricantes, pintura, barnices o como lo estudiado en el presente estudio, la obtención de metano a través de si co-digestión. Esto podría eliminar los residuos altamente contaminantes para el agua, reduciría la degradación y obstrucción de los sistemas de saneamiento y disminuiría la proliferación de microorganismos dañinos para la salud.

5.2. CANTIDADES CONSUMIDAS Y RECICLADAS

Anualmente se consumen unas 850.000Tm de aceite (Fuentes: MARM y Asociación Nacional de Industriales Envasadores y Refinadores de Aceites Comestibles –Anierac-). De acuerdo con los actuales hábitos culinarios y de consumo, se estima que pueden generarse unos 150 millones de litros anuales de aceite vegetal usado (Fuentes: Eroski consumer, GEREGRAS, MARM).

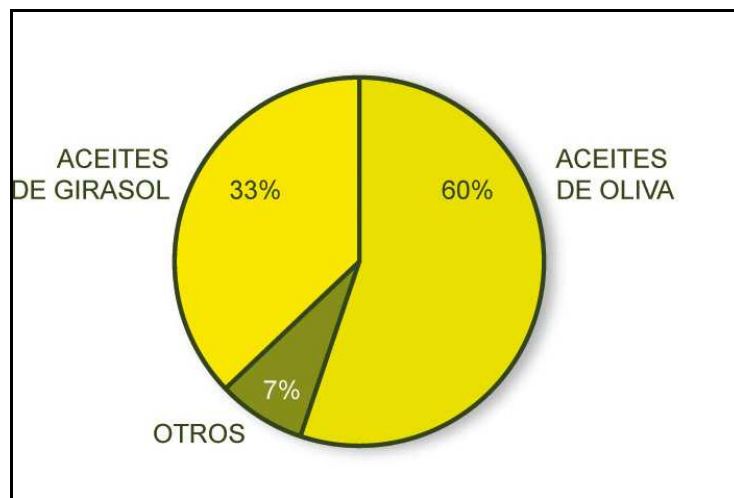


Gráfico 5.1. Distribución de los diferentes tipos de aceites vegetales consumidos en España.

Para el presente estudio se ha consultado a empresas especializadas en recogida de estos residuos en Cantabria como Rehersa, Diodón o Sadisa.

Para poder determinar el valor energético y la cantidad de metano que proporciona el aceite vegetal usado en nuestro estudio hemos realizado un proceso de biometanización que describiremos detalladamente en el anexo 3.

*El proceso de biometanización del aceite vegetal se puede observar en el Anexo
nº 3*

6. PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

6.1. MECANISMO DEL PROCESO ANAEROBIO

La de digestión anaerobia es un proceso biológico natural en el que la materia orgánica es degradada por acción de microorganismos en ausencia de oxígeno, obteniéndose como productos finales una mezcla de metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), materia orgánica degradada y nuevos microorganismos.

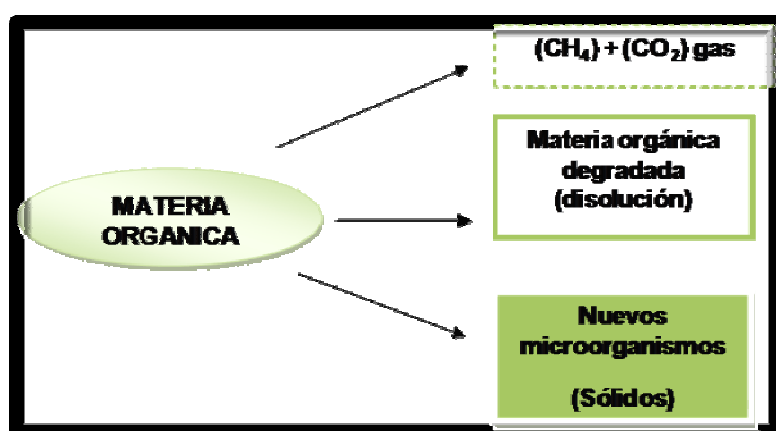


Figura 6.1. Degradación de la materia orgánica

La degradación de la materia orgánica a metano en un medio anaerobio es el resultado de una serie de reacciones bioquímicas que transcurren tanto consecutiva como simultáneamente, lo cual implica la actividad combinada de una población bacteriana muy variada, consistente en diversos grupos de bacterias anaerobias estrictas y facultativas.

El proceso anaerobio de degradación de materia orgánica es un proceso de múltiples pasos de reacciones en serie y en paralelo (Pavlostathis and Giraldo-Gómez, 1991).

Los procesos de conversión en la digestión anaerobia pueden ser divididos en dos tipos principalmente:

- Bioquímicos: estos procesos son normalmente catalizados por enzimas extra o intracelulares y actúan sobre el conjunto del material orgánico

disponibles. Ejemplos de procesos extracelulares son la desintegración de los materiales compuestos (tales como biomasa muerta) a materia particulada y su posterior hidrólisis enzimática hasta monómeros solubles. La digestión de la materia orgánica soluble llevada a cabo por los microorganismos es un proceso intracelular que da origen al crecimiento y muerte de la biomasa.

- Físico-químicos: estos procesos son realizados por los microorganismos y abarcan las asociaciones y disociaciones iónicas, la formación de precipitados y las transferencias gas-líquido.

Hay que distinguir entre la materia disponible biodegradable (sustrato) y el valor total de la DQO, ya que una fracción importante de la DQO de entrada puede ser no biodegradable. Si la DQO inicial presente en el residuo estaba, al menos parcialmente en forma particulada, la fracción no biodegradable permanecerá al final en forma soluble y particulada.

Como primera etapa del proceso, los materiales poliméricos complejos tales como polisacáridos, proteínas y lípidos (aceites y grasas) son hidrolizadas mediante los enzimas extracelulares a productos solubles de tamaño lo suficiente pequeño para permitir su paso a través de la membrana celular. Estos compuestos relativamente sencillos y solubles son fermentados u oxidados anaeróbicamente a ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, dióxido de carbono, hidrógeno y amoníaco. Los ácidos grasos de cadena corta distintos del acético, son convertidos a acetato, hidrógeno gas y dióxido de carbono. Por último se produce la metanogénesis a partir del acetato o de la reducción del dióxido de carbono por el hidrógeno.

En la Figura 6.2. se muestra un diagrama de flujo de DQO con indicación del tipo de reacción que se produce en cada uno de los pasos del proceso de digestión anaerobio.

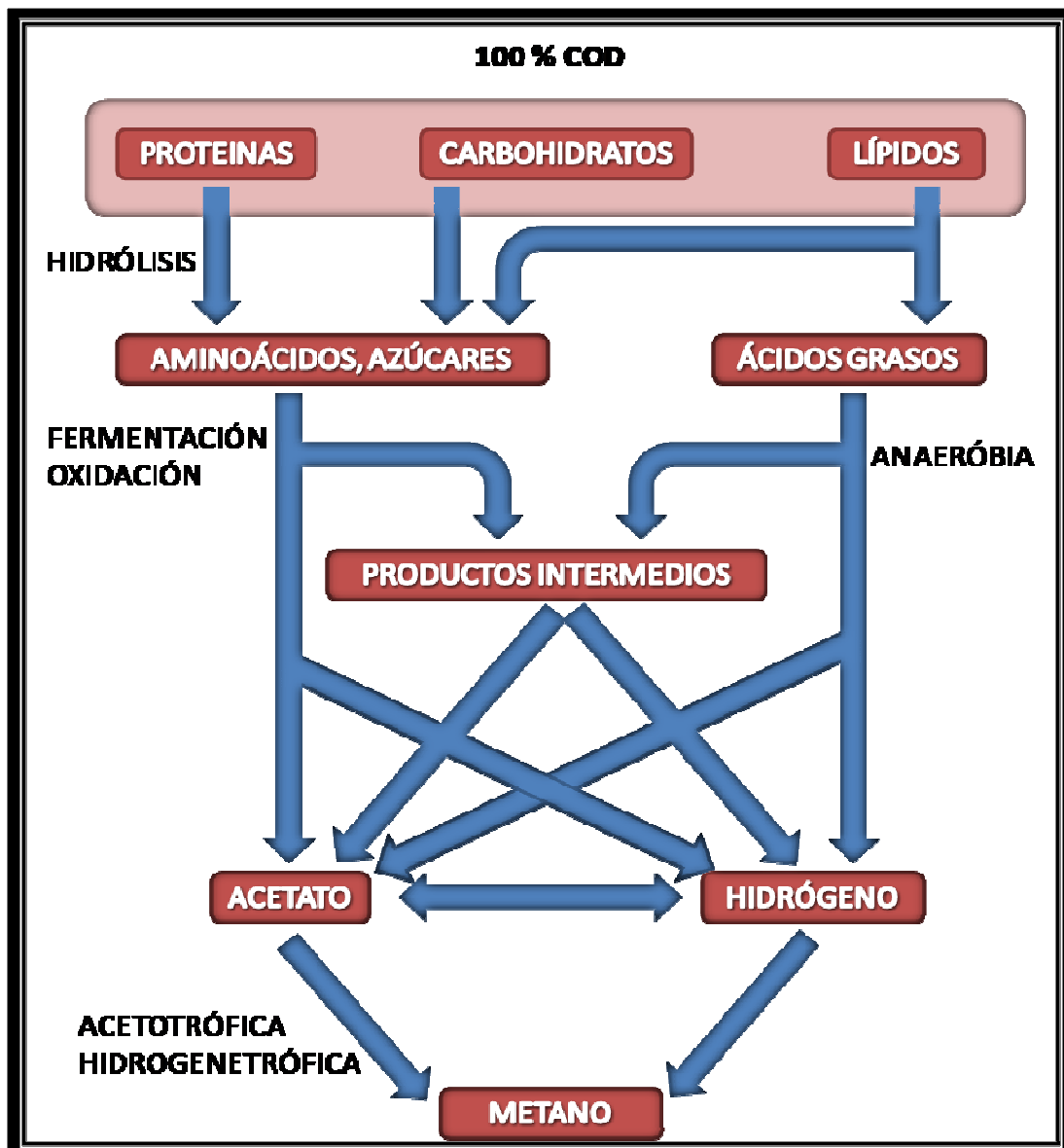


Figura 6.2. Esquema general de las reacciones de degradación de la materia orgánica (Gujer & Zehnder, 1983).

6.2. ETAPAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

6.2.1. HIDRÓLISIS DE BIOPOLÍMEROS

Las bacterias, en general, son incapaces de actuar sobre materia sólida y moléculas complejas (como proteínas, lípidos y carbohidratos). Lo que se consigue entonces en esta primera fase es hidrolizar, es decir, transformar estos compuestos en moléculas más sencillas. Esto es posible gracias a las exoenzimas hidrolíticas, como por

ejemplo la celulasa, proteasas, lipasas, glucosidasas, que están presentes en varias bacterias fermentativas.

El modelo comúnmente más aplicado para la descripción de la hidrólisis es la cinética de primer orden con respecto a la concentración de la materia orgánica particulada biodegradable:

$$\frac{dF}{dt} = -K_h F$$

Donde F es la concentración de la materia orgánica particulada degradable. “Kh” es la constante hidrólisis. Para un proceso en discontinuo la integración de la ecuación anterior permite obtener:

$$F = F_0 e^{-k_h t}$$

Para un proceso en continuo en un reactor CSTR en condiciones estacionarias:

$$F = \frac{F_0}{1 + k_h \theta}$$

La etapa de hidrólisis responde bien a una cinética de primer orden, para la digestión de fangos aerobios urbanos se han encontrado los valores:

TEMPERATURA	K
10 °C	0,4 d ⁻¹
20 °C	0,8 d ⁻¹
35 °C	1,8 d ⁻¹

Las constantes de velocidad son diferentes según este orden: lípidos > carbohidratos > proteínas.

La etapa de hidrólisis es lenta, pudiendo ser la etapa limitante, por lo que, cuando el sustrato que se aporta al reactor contiene un alto porcentaje en materia sólida compleja, la velocidad neta de producción de biogás vendrá determinada por la velocidad de hidrólisis. Los tiempos de resistencia requeridos para lograr rendimientos aceptables varían entre 10 y 40 días. Por ello en el tratamiento de efluentes industriales, para evitar esta limitación, se puede recurrir a:

- Eliminar por medios físicos las partículas sólidas.
- Utilizar una etapa previa de pretratamiento, cuyo objetivo es lograr la solubilización óptima de los compuestos orgánicos sólidos. Este pretratamiento puede ser físico-químico o biológico.

6.2.2. FERMENTACIÓN DE AMINOÁCIDOS Y AZÚCARES (ACIDOGÉNESIS)

Las bacterias acidificantes transforman la materia orgánica disuelta en ácidos grasos volátiles, alcoholes, dióxido de carbono e hidrógeno. La cinética del proceso es relativamente rápida debido a que estas bacterias son de crecimiento rápido, con un tiempo mínimo de doblaje de 30 minutos. Las bacterias implicadas son facultativas. Los productos de fermentación son: productos intermedios de degradación (propionato, butirato, etc.) y los precursores del metano (acetato, hidrógeno y formiato).

La acidogénesis o fermentación generalmente está definida como un proceso anaerobio de producción microbiana de ácidos sin un donador o aceptor externo de electrones. Esto incluye la degradación de azúcares solubles y aminoácidos a otros productos más sencillos.

Para la fermentación anaeróbica de la glucosa se han encontrado para 35 °C los siguientes valores:

$$\mu_m = 7,2d^{-1} \quad Y = 0,1kgSSV/kgDQO$$

Tabla 6.8. Constantes cinéticas para la fermentación de carbohidratos

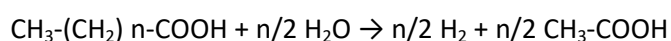
Sustrato	Proceso	Tª (°C)	K(mg DQO/mg SSV/d)	K _s mg COD/L	μ _{max} h ⁻¹	Y (mg SSV/mg DQO)

Glucosa	Batch	35	--	427	0,3	0,15
Glucosa	Continuo	36,5	--	22,5	1,25	0,17
Glucosa	Continuo	37	--	527	0,323	--
Glucosa	Continuo	37	--	370	0,3	0,14
Celulosa	Continuo	37	1,33	8	--	--
Glucosa	Continuo	37	70,6	75,3	--	--
Almidón	Continuo	37	40	630	--	--
Estiércol	Continuo	35	51	--	0,21	0,1

6.2.3. OXIDACIÓN ANAEROBIA DE ÁCIDOS GRASOS (ACIDOGÉNESIS)

La degradación de los ácidos grasos de cadena larga es una reacción de oxidación con un aceptor externo de electrones. El concepto de oxidación anaerobia implica un proceso biológico en el que el hidrógeno molecular es el principal sumidero de electrones, aunque también puede serlo el dióxido de carbono. Estos compuestos deben mantenerse a bajas concentraciones para que la termodinámica del proceso sea favorable.

Un mecanismo típico para los ácidos con nº par de átomos de carbono, es:



Para ácidos con nº impar se obtiene ácido propiónico. Durante la degradación de estos ácidos se produce H₂, que a elevadas concentraciones actúa como inhibidor de la oxidación anaerobia.

Tabla 6.9. Valores de parámetros cinéticos para la oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga

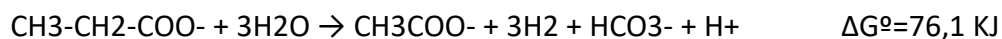
Sustrato	Proceso	T (°C)	K(mg DQO/mg SSV/d)	K _s mg COD/L	μ _{max} h ⁻¹	Y (mg SSV/mg DQO)
----------	---------	--------	--------------------	-------------------------	----------------------------------	-------------------

AGCL	Semi-continuo	20	3,85	4,62	139	0,04
		25	4,65	3,72	0,171	0,04
		35	6,67	2	0,252	0,04
Mirístico	Continuo	37	0,95	105	0,105	0,11
Palmítico	Continuo		1	143	0,11	0,11
Esteárico	Continuo		0,77	417	0,085	0,11
Oleico	Continuo	37	4	3,18	0,44	0,11
Linoleico	Continuo		5	1,81	0,55	0,11

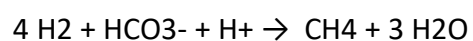
6.2.4. OXIDACIÓN ANAEROBIA DE PRODUCTOS INTERMEDIOS (C3 Y C4)

Las moléculas orgánicas de pequeño tamaño, obtenidas en la fase anterior, son transformadas en acetato, dióxido de carbono e hidrógeno; Hay evidencias que sugieren que el ácido fórmico es uno de los productos más importantes de la oxidación. El proceso es llevado a cabo por bacterias facultativas que actúan en estrecha colaboración con las bacterias metanogénicas. El tiempo mínimo de doblaje de las bacterias encargadas de realizar esta fase es de 1,5 a 4 días.

La degradación del propionato está, en condiciones standard, desfavorecida termodinámicamente.

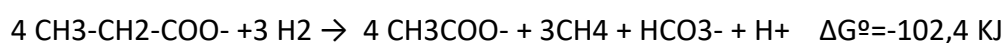


Sólo cuando se opera a presiones parciales de H₂ muy bajas (10⁻⁴ atm.) la reacción tiene lugar. Pero debido a que la formación de metano a partir de H₂, llevada a cabo por las bacterias hidrogenofílicas, está muy favorecida termodinámicamente.



$$\Delta G^\circ = -135,4 \text{ KJ}$$

La acción sintrófica entre ambos tipos de microorganismos permite llevar a cabo la reacción.



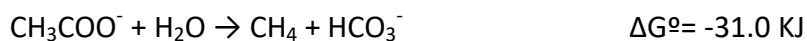
Por lo tanto, la transformación del propionato es muy sensible frente a variaciones en la etapa metanogénica, estando controlada por las concentraciones de propionato, hidrógeno y acetato.

Tabla 6.10. Valores típicos de parámetros cinéticos para la oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena corta (excepto acetato), flujo continuo y cultivos mixtos.

Sustrato	T(°C)	K(mg)	K _s (mg)	μ _m	Y (mg)	B d ⁻¹
Propiónico	25	7,8	1.145	0,358	0,004	0,04
Propiónico	33	6,2	246	0,155	0,025	--
Propiónico	35	7,7	60	0,313	0,042	0,01
Butírico	35	8,1	13	0,354	0,047	0,027
Butírico	60	--	12	0,77	--	--
Butírico	37	--	298	0,86	--	--

6.2.5. METANOGENÉISIS A PARTIR DE ACETATO

Esta fase es la única estrictamente anaerobia. El acetato es un precursor primario del metano, dependiendo de la composición del sustrato, hasta el 70% del metano se obtiene por descarboxilación del acetato.



Las bacterias encargadas de esta descarboxilación del acetato son las acetoclásticas, crecen muy lentamente, su tiempo de doblaje es de 2-3 días, y no son afectadas por la concentración del H₂ en el gas.

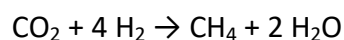
Tabla 6.11. Parámetros cinéticos característicos bacterias metanogénicas acetoclásticas.

Sustrato	Proceso	T (°C)	K(mg DQO/mg SSV/d)	K _s mg COD/L	μ _{max} h ⁻¹	Y (mg SSV/mg DQO)
C/C mixto	25	5	930	0,25	0,05	0,011
mixto	30	5,1	356	0,275	0,054	0,037
C/C mixto	35	8,7	165	0,357	0,041	0,015
C/C mixto	20	2,6	---	---	0,05	---
B/C. mixto	30	2,6-5,1	---	---	0,02	---
B/C. mixto	35	2,6-5,1	---	0,08-0,09	0,02	---

C: cultivos continuos. B: cultivos en *batch*.

6.2.6. METANOGENESIS A PARTIR DE H₂

Es la segunda vía de formación de metano. Es debida a la acción de las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas y viene representada por la reacción:



$$\Delta G^\circ = -135.6 \text{ KJ}$$

La acción de estas bacterias en el proceso anaerobio es doble; por una parte producir metano y por otra eliminar H₂ gaseoso. De esta forma controlan el potencial redox y las bacterias acetogénicas pueden continuar su síntesis de acético. Estas bacterias son de crecimiento rápido, su tiempo de doblaje es del orden de 6 horas.

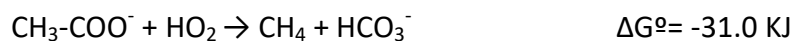
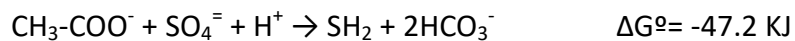
Tabla 6.12. Valores típicos de parámetros cinéticos ($T^\circ 35^\circ\text{C}$, $\text{pH}=7$), bacterias metanogénicas hidrofílicas.

Sustrato	T (°C)	K(mg DQO/mg SSV/d)	K _s mg COD/L	$\mu_{\text{max}} \text{h}^{-1}$	Y (mg SSV/mg DQO)	b d ⁻¹
M. Arborphilus	33	--	0,06	1,4	0,04	--
M. Smithii	37	90	0,018	4,02	0,045	0,088
M. Smithii	37	--	--	4,07	--	0,015
M. Arborphilus	35	46,1	0,105	--	--	--
M. Methanospirilillum	37	1,92	0,093-0,117	0,05	0,017-0,025	--
C.Mixto	35	16,5	4,8 10 ⁻⁵	--	--	--

6.2.7. REDUCCIÓN DE SULFATOS

Además de las bacterias señaladas anteriormente, en los reactores anaerobios también existen, especialmente cuando hay presencia de sulfatos, un grupo de bacterias llamadas sulfobacterias, capaces de reducir los sulfatos a sulfuros y competir con las metanobacterias. También es cierto que generalmente las sulfobacterias

utilizan ácidos pirúvico y láctico, pueden también utilizar acético en competencia con las metanobacterias.



También pueden reducir sulfatos utilizando el H₂ como dador de electrones, en competencia con las bacterias metanogénesis hidrogenofílicas.



Es por ello que su importancia es grande ya que pueden competir con las metanobacterias impidiendo la formación de metano, debido a que termodinámicamente está favorecida la acción de las sulfobacterias.

6.3. PARÁMETROS DE OPERACIÓN DEL PROCESO ANAEROBIO

6.3.1. INÓCULO INICIAL. FASE DE ARRANQUE

Para aguas industriales que carezcan de microorganismos adecuados, se impone la necesidad de contar con un inóculo adecuado. El inóculo más utilizado consiste en biomasa procedente de otro digestor. Los microorganismos presentes en el inóculo deben aclimatarse a las nuevas condiciones de operación, así como al nuevo medio. Algunas especies serán capaces de adaptarse que otras.

La puesta en marcha del reactor es muy importante y requiere trabajar inicialmente con velocidades de carga orgánicas bajas y controlar constantemente los parámetros de operación. El empleo de fangos procedentes de reactores que han utilizado el mismo influente rebaja el tiempo de arranque. Los tiempos de arranque habituales fluctúan entre 1 y 4 meses.

6.3.2. TEMPERATURA

La temperatura es un parámetro de operación fundamental, pues está implicado en los balances energéticos, que en último lugar pueden posibilitar o impedir la utilización práctica de las técnicas anaerobias.

Existen tres intervalos de temperatura en que se desarrollan los microorganismos específicos de la digestión anaerobia con rendimiento máximo:

- Psicrofílico: para temperaturas inferiores a 15°C.
- Mesofílico: para intervalos de temperatura entre 15°C y 45°C, con un rendimiento óptimo comprendido entre los 33-38°C.
- Termofílico: para intervalos comprendidos entre los 45°C y 65°C, con rendimientos óptimos producidos alrededor de los 55-60°C.

La mayoría de las bacterias metanogénicas conocidas son mesofílicas y tienen una temperatura óptima alrededor de 35°C. De hecho, en la práctica se emplea como valor de referencia los 35°C, sin que esto suponga que los reactores no puedan trabajar a temperaturas muy bajas. Por debajo de los 10°C se estima que el proceso no es viable. Menor temperatura significa menor actividad y mayor volumen de reactor. También influye la temperatura propia de las aguas residuales, ya que en caso de tratarse de aguas frías, la energía generada a través del biogás pudiera no ser suficiente para calentar la alimentación a la temperatura deseada.

6.3.3. CARGA ORGÁNICA

Es el parámetro que cuantifica la contaminación en materia orgánica de un residuo. La DQO es la variable más utilizada en el control y gestión de un reactor anaerobio, debido a la relativa rapidez en su determinación y su reproductividad. El empleo de la DBO5 no tiene sentido para procesos anaerobios, pues determina la degradabilidad en condiciones aerobias. Además se trata de una prueba poco

reproductiva e imprecisa, y los resultados se obtienen cuando los efectos ya se han producido.

6.3.4. VELOCIDAD DE CARGA ORGÁNICA (B_v)

La velocidad de carga orgánica, " B_v ", es uno de los parámetros más usados para caracterizar la capacidad de tratamiento de los reactores anaerobios. La velocidad de carga se puede calcular respecto al volumen del reactor, $\text{kg DQO}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (B_v), o respecto a la cantidad de biomasa, $\text{kg DQO}/(\text{kg SSV} \cdot \text{d})$, denominándose en este caso velocidad de carga másica.

6.3.5. TIEMPO HIDRÁULICO DE RESIDENCIA (THR)

Hay que distinguir entre el tiempo hidráulico de residencia (THR) y el tiempo de retención de sólidos. El THR es el tiempo medio que permanece el influente dentro del reactor. Se obtiene dividiendo el volumen útil del reactor entre la velocidad de flujo. Es una variable de diseño fundamental, pues en último término marca el volumen del reactor, con las implicaciones económicas correspondientes.

6.3.6. GRADO DE MEZCLA

Existe clara evidencia experimental de que se precisa un adecuado grado de mezcla para conseguir una buena marcha del proceso. Los objetivos a cumplir con una buena mezcla son:

- Homogeneización del medio para conseguir valores uniformes de concentración y temperatura.
- Facilitar los procesos de transferencia de materia. Moléculas de sustrato solubilizados deben viajar hasta la superficie de los sólidos biológicamente activos. También los productos intermedios y finales deben transportarse. La desorción también se ve facilitada por la agitación.
- Prevenir cortocircuitos (by pass) que hagan que parte del sustrato abandonen el reactor sin entrar en contacto con los microorganismos, y por consiguiente, sin ser depurados.

En cualquier caso, la mezcla no debe ser tan intensa que rompa los flóculos en los que los microorganismos tiendan a agruparse. Si el reactor es de gran diámetro se requerirá un sistema de distribución del afluente por toda la superficie de la base. En sistemas que operan con altas velocidades de carga, el propio biogás generado puede ser suficiente para conseguir un elevado grado de mezcla. Otra forma de conseguir este grado de mezcla consistiría en la recirculación del biogás o del efluente.

6.3.7. NUTRIENTES

Los requerimientos de nutrientes son inferiores en los procesos anaerobios que en los aerobios, debido a la menor extensión de las reacciones de síntesis celular. Los nutrientes deben estar en forma directamente asimilable por los microorganismos.

Los principales nutrientes son el nitrógeno y el fósforo. Como valores orientativos puede indicarse:

$$\text{Aerobio DBO}_5 / \text{N} / \text{P} = 100 / 5 / 1$$

$$\text{Anaerobio DBO}_5 / \text{N} / \text{P} = 1000 / 5 / 1$$

6.3.8. COMPUESTOS TÓXICOS

La presencia en el reactor de sustancias tóxicas o inhibidoras que actúen sobre los microorganismos debe ser limitada. Las sustancias que actúan como tóxicos o inhibidores puede clasificarse en:

- Sustancias que se generan como productos intermedios en las reacciones metabólicas (H_2 , AGV, H_2S).
- Sustancias que acompañan de forma regular a la alimentación.
- Sustancias que de forma accidental penetran en el reactor.

El resto de los principales compuestos tóxicos son: cationes alcalinos o alcalinotérreos, amoníaco y amonio, metales pesados, compuestos clorados, ión CN^- .

6.3.9. PH

El intervalo de pH óptimo para una correcta digestión se sitúa en torno al neutro o ligeramente básico.

El pH es un factor muy importante para obtener la buena marcha de operación de un digestor, ya que se sabe que los diferentes grupos de bacterias presentan niveles de actividad óptimos a pH próximos. Es un parámetro muy sensible a variaciones producidas en la concentración de la alimentación, de los AGV y de la temperatura.

Tabla 6.6. Intervalo de pH óptimos en la digestión anaerobia.

ETAPA	INTERVALO ÓPTIMO DE pH
Hidrolítica	7.2-7.4
Acidogénica	6.0
Acetogénica	7.0-7.2
Metanogénica	6.0-6.5

En la digestión de sustratos complejos las bacterias fermentativas formadoras de ácidos, son menos susceptibles a valores bajos de pH, y a su actuación debe considerarse asociada a la concentración de ácidos grasos volátiles, potencial re-dox, presión parcial de hidrógeno y alcalinidad. Por su facilidad de medida es un parámetro de control habitualmente utilizado en los digestores anaerobios, aunque un descenso del valor del pH sólo indica que se ha alcanzado una situación no deseable.

6.3.10. ALCALINIDAD

Junto con el pH y la concentración de AGV es uno de los parámetros de control del reactor. La alcalinidad está directamente relacionada con el pH. En el intervalo de operación de los digestores anaerobios, el sistema dióxido de carbono-bicarbonato es el principal tampón.

Se distingue entre la alcalinidad debida al bicarbonato (AB), y la alcalinidad debida a los ácidos grasos volátiles (AV). La suma de las dos es la alcalinidad total (AT). Para tener suficiente capacidad tampón y conseguir que la operación del digestor sea estable se precisan valores de AB/AT superiores a 0,6; aunque puede ser un valor característico de cada sustrato. La presencia de iones capaces de formar carbonatos insolubles, Ca^{2+} ó Mg^{2+} fundamentalmente, desplaza el equilibrio de las reacciones y modifica la alcalinidad del sistema.

6.3.11. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES

Es otro de los parámetros de control de los digestores anaerobios y quizás el más específico de este proceso.

Los AGV actúan como inhibidores del proceso anaerobio, principalmente cuando no están ionizados, ya que muchas bacterias son permeables a estos compuestos cuando no están disociados, disociándose en el interior de la célula y modificando el pH interno, causando inhibición.

A la vista de las reacciones metabólicas de los procesos anaerobios, la acumulación de AGV en el digestor es síntoma de desestabilización causada por un desacoplo en las cinéticas de las reacciones de producción y eliminación de AGV. Sin embargo, el proceso puede ser estable a concentraciones altas de AGV, siempre que la alcalinidad sea la adecuada para mantener el pH en su zona de operación.

Los ácidos grasos que podemos encontrarnos serán: ácido acético, propiónico, isobutírico, butírico, isovalérico y hexanoico.

6.3.12. PRODUCCIÓN Y COMPOSICIÓN DE BIOGÁS

El biogás está compuesto principalmente por CH_4 y CO_2 . La velocidad de producción de gas puede utilizarse, no sólo como parámetro de control, sino también como variable para establecer la estabilidad del reactor.

Se observa que el porcentaje de metano formado depende del estado de oxidación del compuesto. No todo el CO_2 producido abandona el reactor como gas, ya

que en función de las condiciones del medio una parte del CO_2 se transforma en HCO_3^- y CO_3^{2-} solubles e insolubles.

Una disminución en la producción de gas, trabajando a carga constante, acompañada de un cambio en la proporción CH_4/CO_2 indica un comportamiento inestable del reactor.

El biogás puede contener también cantidades pequeñas de H_2S , NH_3 , CO y N_2 .

Las eficiencias en producción de metano de estiércoles de vaca, cerdo y pollo se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 6.7. Producción de gas de varios estiércoles de animales

ESTIERCOL	VACA	CERDO	POLLO
Tiempo inicial de adaptación (horas)	150	80	60
Gas total producido en 1800h. (ml)	4706	8350	11812
Producción gas/ g.M:O. / 1800h. (ml)	235	418	590
Índice máxima producción gas (ml/h)	6.1	25.6	30.9
Variación de pH	6.4-7.0	6.7-7.5	6.8-8.4

7. TIPOS DE REACTORES ANAEROBIOS

Los digestores industriales de purines son primordialmente reactores de tanque agitado (reactores convencionales) y flujo pistón, hasta la actualidad en que se tiende a procesos con biomasa fijada. Los reactores de tanque agitado utilizados en granjas operan a tiempos de residencia hidráulica entre 7 y 35 días, temperatura en el intervalo mesófilo y reducción de DQO alrededor del 50 %.

Todas las tecnologías empleadas actualmente se basan en la propiedad de las bacterias de formar flóculos por unión con otras bacterias o de adherirse sobre superficies sólidas. En este sentido, las técnicas de retención de los microorganismos en el reactor son las siguientes:

- Separación externa y recirculación
- Sedimentación interna
- Inmovilización sobre superficies sólidas

De esta forma tendremos el siguiente cuadro donde aparecen los tipos de reactores anaerobios:

Tabla 7.1. Tipos de reactores anaerobios atendiendo al sistema empleado en la retención de microorganismos

Retención de microorganismos	Tipo de reactor
Sin retención	Reactor mezcla completa (CSTR)
	Reactor de flujo pistón
Separación externa con recirculación	Contacto anaerobio (AC)
Sedimentación interna	Reactor de lecho de fangos (UASB)
Inmovilización sobre superficies	Filtro Anaerobio (AF)

	Lecho expandido (AAFEB)
	Lecho fluidizado (FBBR)
	Película fina (DSFFR)

En los últimos años estas tecnologías puras han evolucionado hacia modelos híbridos que pretenden conjugar las ventajas de cada uno de ellos. Los reactores híbridos más destacables son:

- UASB + filtro
- UASB granular expandido

Cuando las aguas residuales contienen sólidos inertes no degradables cuya acumulación en el reactor haría descender la concentración de biomasa activa, es necesario contar con una etapa previa de sedimentación. En Lema et al. (1991) se aplican los principios de la ingeniería de la reacción química a los reactores biológicos.

7.1. REACTOR DE MEZCLA COMPLETA (CSTR)

Este tipo de reactor es el que se empleará para el presente estudio. Entendemos que debido a las características de los flujos pastosos que vamos a emplear para la obtención del metano es el más idóneo.

Las mediciones de la elección se pueden observar en el Anexo nº 4

Son reactores relativamente simples de mezcla completa y sin recirculación de lodos. Para mezclar el contenido de los digestores y para romper las costras se utilizan agitadores mecánicos y una recirculación de biogás. Como el tiempo de residencia de los lodos es igual al tiempo de residencia hidráulico (de 10 a 30 días), las concentraciones de biomasa activa que se pueden conseguir son limitadas y por consiguiente las cargas volumétricas y las producciones de gas son bajas.

Estos reactores fueron desarrollados para la estabilización de lodos de aguas residuales urbanas y sucesivamente aplicados para tratar suspensiones más o menos concentradas como estiércoles y otros vertidos agrícolas y agroalimentarios.

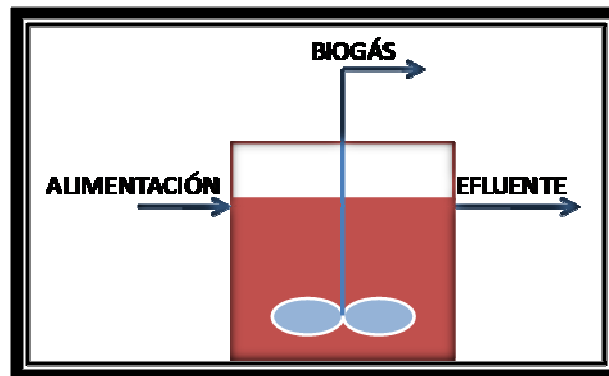


Figura 7.1. Reactor C.S.T.R.

7.2. REACTORES DE FLUJO PISTÓN

Al igual que el reactor de mezcla completa, este es un tipo de reactor sin recirculación de lodos, lo que hace que las aguas residuales tengan que contener un inóculo de microorganismos anaerobios. Por este motivo se utilizan solamente para la digestión de vertidos de ganadería que contienen estiércoles.

Consisten en canales enclavados en el terreno, cubiertos con películas de plástico, que sirven a la vez como depósito del biogás y como aislamiento térmico.

Presentan problemas de formación de espumas y costras que interfieren en la degradación y en el desprendimiento de biogás.

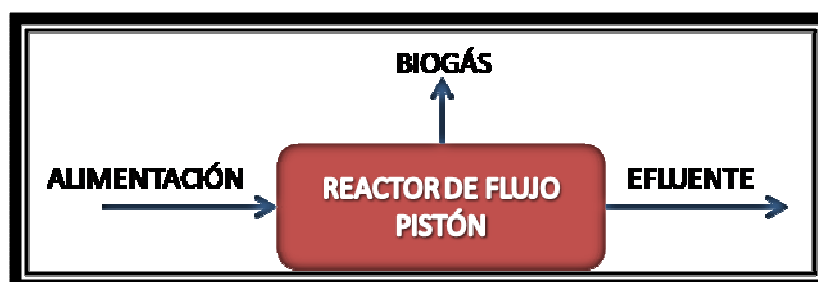


Figura 7.2. Reactor Flujo Pistón

7.3. REACTORES DE CONTACTO ANAEROBIO

Es el primer reactor anaerobio (data del año 1955) diseñado con criterios de biomasa retenida.

Conceptualmente este proceso es similar al tratamiento aerobio con lodos activados, con sedimentación y recirculación de fangos. Consiste en un reactor de tanque agitado cuyo efluente va a un decantador en el que se separan los sólidos en suspensión arrastrados, que serán recirculados de nuevo al reactor.

Las principales diferencias entre los diferentes modelos de este reactor radican en el sistema de mezcla, la unidad de desgasificación y el tipo de sedimentador. La eficacia del reactor dependerá fundamentalmente de la sedimentabilidad de los sólidos suspendidos, la cual se verá afectada por:

- Tamaño de los flóculos
- Densidad de los flóculos
- Desgasificación

La agitación, que facilita la homogeneización y el transporte de materia, tiene como contrapartida la posible rotura de los flóculos.

En el sistema de separación líquido-sólido puede aparecer un problema, debido a la fácil flotación de los flóculos anaerobios ya que la producción de biogás puede continuar en el decantador. Para evitar esto se usan sistemas de extracción de gas (stripping)

El digestor de contacto anaerobio es especialmente adecuado para el tratamiento de efluentes con cantidad apreciable de sólidos en suspensión, que sean fácilmente sedimentables, de manera que se adhieran a la biomasa y se logren para ellos tiempos de residencia superiores al hidráulico.

Los parámetros típicos de operación son B_v entre 2 y 6 Kg DQO/ (m³· d) y concentraciones de biomasa de 5 a 10 g SSV/L. Los tiempos hidráulicos de residencia

raramente son inferiores a un día, y suelen estar comprendidos entre 1 y 5 días. El arranque de estos reactores oscila entre 20 y 60 días.

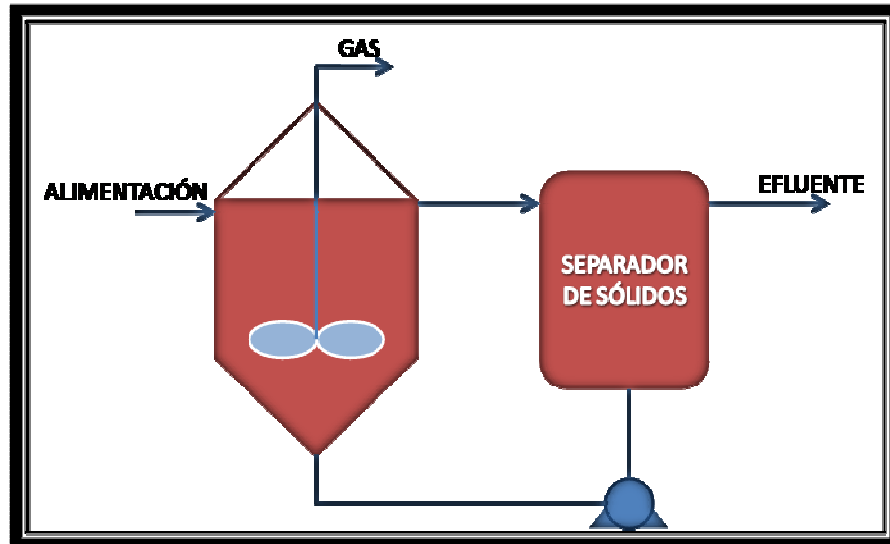


Figura 7.3. Reactor de contacto anaerobio

7.4. REACTOR DE LECHO DE LODOS SUSPENDIDOS (UASB)

Fue desarrollado en los años 70 por Lettinga, y recibe el nombre de UASB, que son las siglas de Upflow Anaerobic Sludge Blanket. Está basado en la acumulación de microorganismos en un reactor de decantación interna. En la parte superior lleva un dispositivo que separa los sólidos del gas y del líquido, produciendo la decantación interna de los fangos.

La eficacia y la capacidad de tratamiento de un reactor UASB dependen del desarrollo de biomasa, con elevada velocidad de sedimentación, en forma de gránulos de alta densidad y tamaño de 1 a 5 mm para evitar su arrastre fuera del reactor. Esto se consigue con una cuidadosa puesta en marcha que permita que el inóculo inicial de baja densidad abandone el reactor, mientras que la biomasa más sedimentable es retenida.

Se ha observado la presencia de distintos tipos de lodos en función de la altura dentro del reactor. En la zona inferior del reactor la concentración de biomasa alcanza

valores superiores a 60 g ST/L (hasta 150 g ST/L) e índices de volumen de fangos (IVF) de hasta 10 cm³/g. En la zona superior próxima al separador gas-sólido la granulación no es tan evidente y se forma una biomasa floculante con concentraciones de ST de 10 g/L y un IVF de 30 cm³/g.

El crecimiento bacteriano y el proceso de granulación se ven afectados por condiciones ambientales tales como: nivel de nutrientes, pH, temperatura y composición del agua residual. También el tipo de lodo empleado como inóculo y la puesta en marcha influyen en estos procesos.

Los cationes divalentes ejercen un efecto positivo en la granulación debido a que mejoran la resistencia mecánica de los gránulos. Pero concentraciones superiores de 200-300 mg/L de Ca²⁺ pueden ser perjudiciales por la precipitación de CaCO₃ y Ca₃(PO₄)₂, que provocan una notable disminución de SSV en los gránulos y por consiguiente en su actividad.

Otra de las características específicas de los reactores UASB es un sistema de recogida de gas o separador gas-sólido-líquido. En la zona de sólidos suspendidos, pueden ascender flóculos de pequeño tamaño adheridos a burbujas de gas y escapar del reactor. Para impedirlo, el sistema de desgasificación-sedimentación utilizado, es una campana invertida.

El gas asciende por la zona central y abandona la cámara por la salida superior. Las partículas sólidas, que se separan de las burbujas de gas en la campana, sedimentan y regresan al lecho de lodos. El líquido, junto con una parte de burbujas muy finas, fluye por el exterior de la campana y rebosa hacia el exterior. En realidad el separador gas-sólido-líquido actúa como un sedimentador interno, que impide la salida excesiva de microorganismos al exterior, haciendo innecesaria la recirculación de la biomasa.

Otro factor importante es la distribución del influente en el reactor. El sistema de inyección debe ser capaz de facilitar la buena distribución del influente en todo el reactor, sin que aparezcan zonas muertas ni caminos de flujo preferentes. Con este tipo de reactores se alcanzan valores de Bv entre 15 y 40 Kg DQO/ (m³·d) y de entre 60

y 80 Kg DQO/ (m³·d) en la fase de acidificación. El arranque de estos reactores varía entre 30 y 90 días.

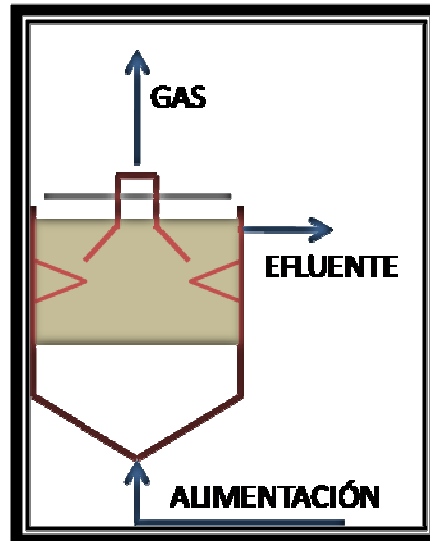


Figura 7.4 Reactor de lecho de lodos suspendidos (U.A.S.B.)

7.5. REACTORES DE FILTRO ANAEROBIO

Fue ideado por P.L. McCarty y J.L. Young en 1967, inspirándose en los filtros percoladores aerobios. La biomasa es retenida en el interior del reactor por la adherencia de los microorganismos al material de relleno en forma de biopelícula. Este no es el único mecanismo de retención, ya que se ha observado, que una parte importante de la biomasa queda encerrada suspendida en forma de flóculos en los intersticios existentes entre el material de relleno.

El propio material de relleno actúa como separador gas-sólido, al tiempo que origina zonas tranquilas donde sedimentan fácilmente los fangos suspendidos.

El flujo de líquido puede ser ascendente o descendente. En el primer caso la biomasa en suspensión predomina sobre la adherencia, y la presencia de elevadas concentraciones de sólidos suspendidos no degradables puede provocar la colmatación y con ello problemas de caminos preferenciales. En el segundo caso se provoca un mejor contacto entre las fases y son más indicados para tratar vertidos con

elevada concentración de sólidos pues es más difícil que ocurra la colmatación y con ello problemas de caminos preferenciales.

Como relleno se han utilizado todo tipo de materiales: piedra, plásticos, fragmentos de arcilla, anillos cerámicos, conchas de mejillones, algas calcáreas, paneles plásticos tubulares, esferas perforadas, etc.... Algunas de las características más importantes a la hora de la elección del relleno son: tamaño de poro, porosidad, área específica, densidad, resistencia mecánica y química, coste, etc.

La puesta en marcha de este tipo de reactores es quizá la más complicada y puede llevar entre 10 y 270 días, dependiendo de la cantidad de inóculo. Para lograr de forma más rápida un grado de operación satisfactorio se ha propuesto:

- Cargar el reactor con la máxima cantidad de lodos anaerobios disponibles
- Disminuir la capacidad tampón del residuo
- Permitir la salida del reactor de los sólidos finamente dispersos
- Mantener una buena recirculación para evitar la desigual adhesión sobre el soporte

El filtro anaerobio es particularmente aconsejable para aguas residuales de cargas orgánicas moderadas o bajas, que se encuentren en forma soluble. Deberá evitarse la presencia en la alimentación de sólidos no biodegradables y de sustancias que puedan precipitar en el interior del reactor. Cantidades moderadas de sólidos biodegradables y finamente divididos no son perjudiciales. En caso contrario los sólidos debieran sufrir una etapa de hidrólisis previa. El rango típico de B_v fluctúa entre 1-20 Kg DQO/ (m³·d), con tiempo hidráulico de residencia entre 18 horas y 3 días.

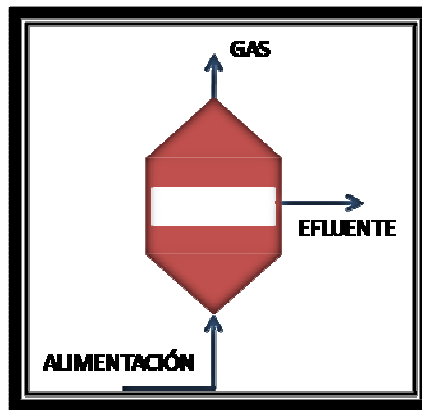


Figura 7.5. Reactor de filtro anaerobio

7.6. REACTORES DE LECHO FLUIDIZADO

Este tipo de reactores tiene el mismo fundamento, bacterias inmovilizadas sobre pequeñas partículas (0,2-1 mm) de soporte sólido, que los denominados de lecho expandido variando únicamente el grado de expansión del lecho.

La velocidad ascensional del líquido recirculando es la que determina el grado de expansión del lecho, que puede oscilar entre el 20 y el 100%. En estos reactores la mayor parte de la biomasa se encuentra adherida al soporte, con lo que de este modo desaparecen los problemas de oclusión.

Otras ventajas de este tipo de reactores son:

- Elevada área específica debida al pequeño tamaño de las partículas sobre las que tiene lugar la adhesión (2000-5000 m²/m³)
- Concentraciones de biomasa más elevadas que en los sistemas de flóculos en suspensión, lo que permite mayores Bv.
- La turbulencia creada por las grandes velocidades de flujo favorece la transferencia de materia, con lo que pueden tratarse efluentes con baja carga.
- Las caídas de presión en el lecho son bajas, por lo que el coste del bombeo es reducido.

La etapa de arranque es lenta y costosa por la necesidad de una buena adherencia de los microorganismos al soporte. Pero una vez superada esta etapa los reactores son estables, habiendo demostrado su estabilidad con cortos períodos de recuperación cuando han sido sometidos a sobrecargas, disminución de la temperatura de trabajo y entradas de aire.

Las velocidades de carga orgánica aplicables a este sistema varían entre 10 y 40 Kg DQO/ (m³·d). Los tiempos de residencia oscilan entre 2 y 10 horas, mientras que la concentración característica de lodos es de entre 10-40 Kg SSV/m³. Iza (1991) relata las características de este tipo de reactores.

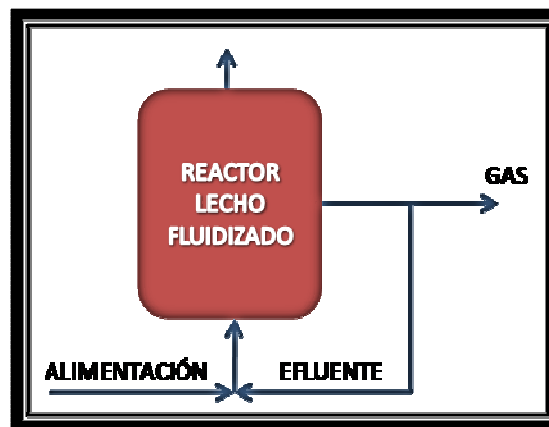


Figura 7.6. Reactor de lecho fluidizado

7.7. REACTORES DE PELÍCULA FIJA

Fue desarrollado en Canadá a partir de 1975. Consiste en un filtro relleno orientado. Las bacterias crecen sobre tubos de sección circular.

En este tipo de reactores hay muy poca biomasa en suspensión. Es conveniente que los soportes tengan gran porosidad y poco peso.

Inicialmente se utilizaron indistintamente flujos ascendentes y descendentes. En la práctica el flujo descendente ha demostrado ofrecer mejores características de operación. Por esta razón se les conoce como reactores DSFF (Down-Flow Stationary Fixed-Film) y presentan gran estabilidad frente a sobrecargas. Pero no alcanzan

concentraciones de biomasa tan altas como otros tipos de reactores, por esta razón no es adecuado para tratar aguas residuales diluidas con DQO menores de 2000 mg/L. Pueden obtenerse Bv en el rango de 20 Kg DQO/ (m³·d) con tiempos hidráulicos de residencia entre 1-3 días.

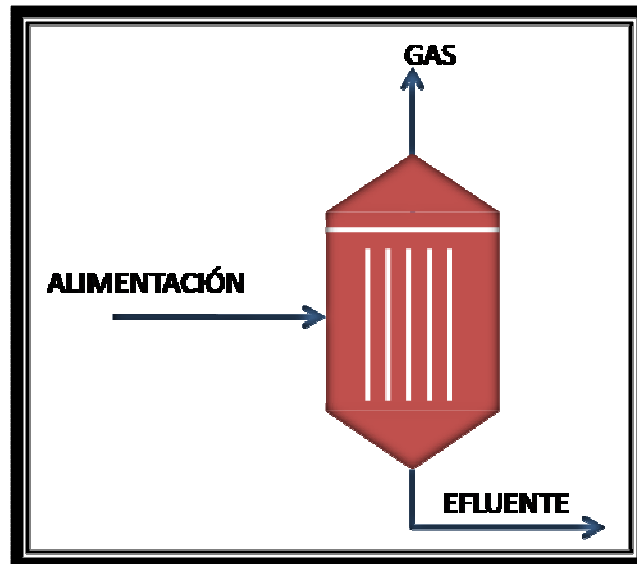


Figura 7.7. Reactor de película fijo descendente (D.S.F.F.)

7.8. TECNOLOGÍAS DE DIGESTIÓN APLICADAS A ESTIÉRCOL

7.8.1. SISTEMAS DE DIGESTIÓN EN CARGAS (BATCH)

En estos sistemas se llena el digestor con un 85-90% de estiércol fresco y un 10-15% de inóculo. En un período de tiempo de aproximadamente 30 días el material digerible es gradualmente convertido en metano, generalmente en mesofílicas. Para superar las grandes diferencias de producción de gas durante el período de digestión se pueden emplear dos reactores batch diferentes para la misma explotación, en diferente fase. A pesar de que el sistema batch es un sistema de acumulación y necesita tanques adicionales de influente y efluente, cuando la alimentación es continua y la mezcla es complicada, como en el caso de digestión de abono concentrado, la aplicación de sistemas batch debe considerarse como una posibilidad atractiva.

7.8.2. SISTEMAS DE ACUMULACIÓN

Estos sistemas se alimentan continuamente y se caracterizan por un aumento de la eficacia del reactor con el tiempo. El sistema consiste en ir almacenando el estiércol y cuando se ha llenado el reactor se vacía por completo. El sistema de acumulación es, en la actualidad, el sistema más simple de aplicación en granjas para la digestión de estiércol ya que emplea recursos normalmente disponibles en una granja; y el proceso se optimiza con el almacenamiento regular del estiércol. Requiere equipamiento adicional para la recolección y el uso del biogás producido y un equipamiento para optimizar la temperatura del proceso.

Aproximadamente el 10-15% del estiércol digerido almacenado se debe recircular en el sistema con objeto de optimizar la digestión durante el siguiente período de almacenamiento.

7.8.3. SISTEMAS DE FLUJO PISTÓN

Los sistemas de flujo pistón son alimentados constantemente y la alimentación pasa a través del reactor en una dirección horizontal. No se realiza ninguna mezcla. Todo el estiércol permanece en el reactor durante todo el tiempo de retención. La lentitud es especialmente importante cuando la digestión va encaminada a la reducción máxima de patógenos. Un sistema de flujo pistón da una producción de gas constante a una velocidad de carga constante. Para su aplicación en granjas necesita un tanque adicional para el efluente.

Este sistema es apropiado para la digestión de un estiércol con una concentración de sólidos totales de 10-12%. A bajas concentraciones de ST aparecerán problemas con capas flotantes y estratificadas.

7.8.4. SISTEMAS CSTR

Se caracteriza este sistema por una velocidad de alimentación constante de una mezcla completa de las bacterias y el substrato. Consecuentemente las bacterias y el substrato tienen el mismo tiempo de retención. Con una velocidad de carga constante se consigue una velocidad de producción de gas también constante.

La digestión anaerobia de estiércol en digestores CSTR se aplica generalmente en condiciones mesofílicas. Al igual que en los reactores de flujo de pistón es necesario tanque adicional para el efluente cuando se aplica en granjas.

7.8.5. SISTEMAS DE ALTA VELOCIDAD DE CARGA

Como el estiércol animal contiene muchos compuestos orgánicos en suspensión, los sistemas de alta carga como el UASB o el filtro anaerobio son inapropiados en principio para la digestión del estiércol en bruto. Por ello debe considerarse para la aplicación en una granja a gran escala, la separación de la fracción líquida de la sólida con la consiguiente digestión en un UASB y en un digestor de sólidos respectivamente.

Para la aplicación en granjas, esto supondría una inversión costosa si no se dispone de algún elemento para la separación de ambas fracciones.

8. EFECTOS MEDIAMBIENTALES DE RESIDUOS GANADEROS

Los residuos ganaderos tienen una serie de efectos positivos sobre el suelo y las plantas si se agrega en dosis adecuadas, ya que es un importante generador de humus: el valor nitrogenado, el aporte benéfico del fósforo, de potasio, magnesio, azufre, hierro, manganeso, boro, cinc y cobre, todos elementos esenciales para las plantas, hacen de los residuos animales un recurso precioso. Los elementos indeseables (cadmio, mercurio y arsénico) sólo son aportados en pequeñas cantidades.

Las recomendaciones agronómicas han sido desatendidas hasta hace poco en las regiones de cría intensiva, siendo la única restricción al esparcimiento del estiércol la posibilidad de comprometer la producción óptima (evitar el encamado de los cereales, las quemazones de las praderas, etc.). El cultivo de maíz soporta importantes estercoladuras, pero es menos apto para recuperar el nitrógeno del perfil (arraigo menos profundo), lo que causa una grave contaminación de las aguas.

Por otro lado, los esparcimientos sobre praderas, incluso inundadas o heladas, son más frecuentes. En consecuencia, aparte de la contaminación de las aguas, se observa una modificación en las características de los suelos.

Cuando la aplicación de los purines de forma incontrolada sobre el medio tiene las siguientes consecuencias:

- Disminución de la producción agronómica.
- Fitotoxicidad del campo (purines de cerdo ricos en cobre).
- Pérdida de nutrientes

La contaminación de las aguas subterráneas y superficiales por parte de los purines procede del almacenamiento en depósitos no adecuados, del abonado de los campos en épocas inadecuadas para el cultivo, transportes deficientes y por la lixiviación de estos residuos. Otra práctica usual y altamente contaminante es el vertido directo en ríos y lagos. Parte de los problemas señalados pueden resolverse realizando un almacenamiento controlado y aplicando el purín en el campo

coincidiendo con los periodos de máxima asimilación de nutrientes por parte del cultivo.

Los elementos potencialmente contaminantes cuando el purín se aplica de forma incontrolada son el nitrógeno y el fósforo, ya que son los que ocasionan a corto plazo la eutrofización de las aguas.

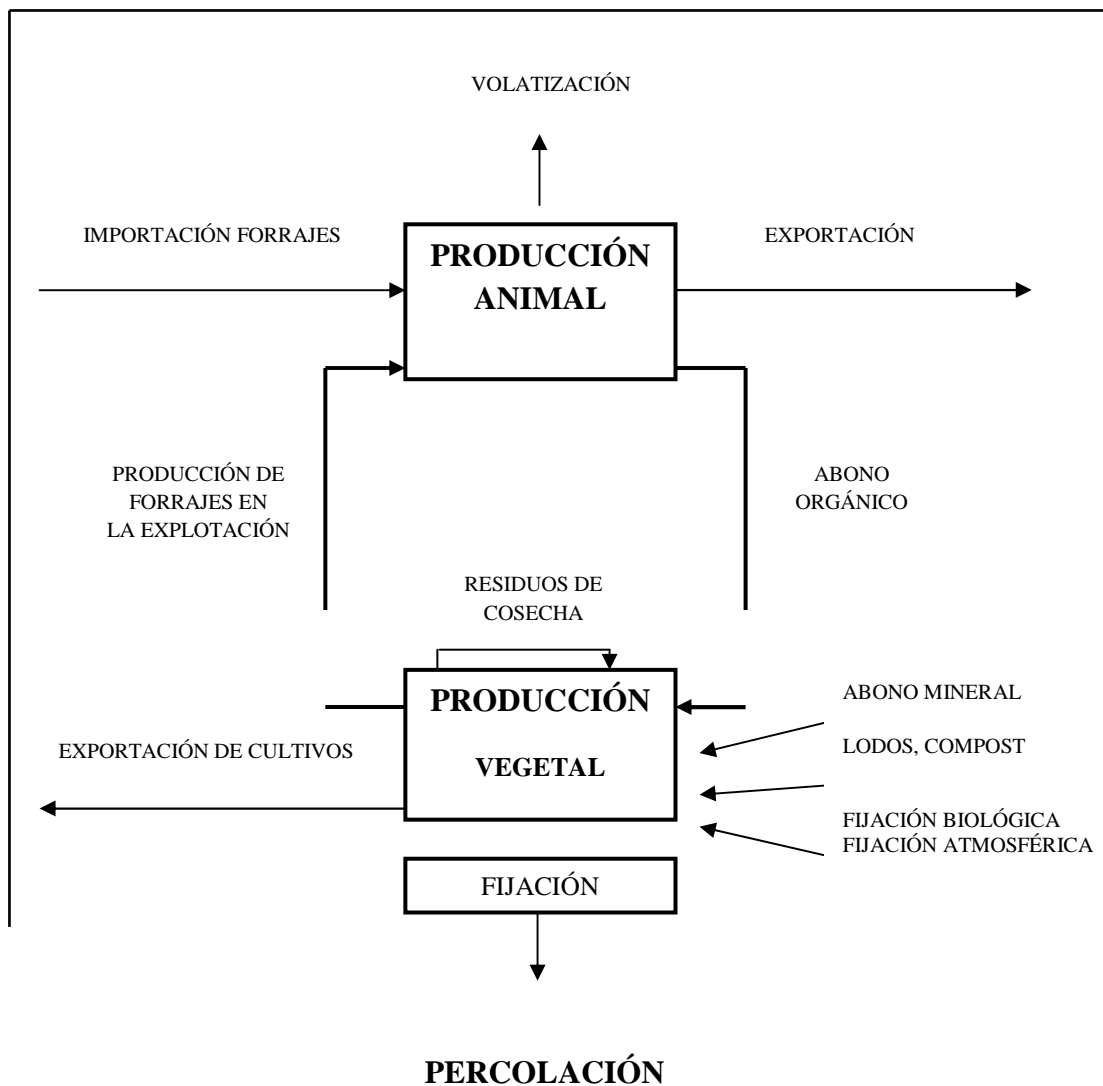


Figura 8.1 Flujo de fertilizantes en una explotación agraria (Turzo,1998)

8.1. EXCESO DE MINERALES

En la producción animal, los minerales no utilizados acaban en el medio ambiente a través de las deyecciones. Cuando la carga de ganado no es demasiado elevada, el reciclado de los minerales no plantea apenas problemas. Por el contrario, si la carga de ganado es elevada se aportarían minerales en exceso a la explotación, apareciendo un desequilibrio. La intensificación de los prados y de los forrajes, así como el uso de alimentos compuestos, aumenta considerablemente el aporte de minerales, mientras que la exportación por medio de la producción animal (leche, carne) no aumenta proporcionalmente. El excedente de minerales que resulta de ello es en ocasiones muy importante. A esta política se debe poner freno, por una parte reduciendo el empleo de abonos químicos y de alimentos concentrados, y por otra parte, mejorando la reutilización de los minerales de los desechos.

8.2. EFECTOS DEL NITRÓGENO

El nitrógeno aportado a los suelos mediante los residuos ganaderos y los fertilizantes minerales, incrementa el contenido de este elemento en él. Cuando su contenido es superior a 4 g/Kg de suelo pueden producirse efectos tóxicos.

La contaminación del agua por los compuestos nitrogenados es cada vez más frecuente. Las formas de nitrógeno observadas con más frecuencia son el nitrógeno orgánico contenido en los microorganismos o en la materia orgánica en el curso de su descomposición, el ion amonio NH_4^+ que se obtiene al final de la descomposición y, sobre todo, el ion nitrato NO_3^- que es la forma más oxidada del nitrógeno. El ion nitrito NO_2^- es el más indeseable, pero es inestable y sólo se encuentra en pequeñas cantidades.

La presencia de esas formas de nitrógeno en el agua es siempre indeseable. Las formas orgánicas del nitrógeno (proteínas, aminoácidos, urea, ácido úrico, etc)

presentes en forma de coloides o de partículas transportadas por el agua, al degradarse, consumen el oxígeno necesario para la vida acuática.

El amonio presente en forma disuelta es un compuesto particularmente tóxico para los peces. Numerosos casos de mortalidad masiva de peces son debidos a la presencia de este ión en cantidad excesiva en el agua. En lo que concierne al agua destinada al consumo humano, la Comunidad Económica Europea ha fijado en 0,5 mg/l la máxima concentración límite de amonio en el agua distribuida.

El nitrito es particularmente indeseable por sus efectos nocivos para el hombre. La CEE ha fijado en 0,1 mg/L de NO₂- la concentración máxima en el agua distribuida para consumo humano. Ese compuesto, en un medio oxidante como lo son las aguas de los arroyos o de las capas acuíferas, se oxida formando nitratos rápidamente y, por tanto, sólo se encuentra en pequeñas cantidades de manera fugaz.

El nitrato es el elemento que se encuentra con mayor frecuencia y en cantidades abundantes. Se trata de la forma más oxidada del nitrógeno. También es la forma de nitrógeno que asimilan la mayor parte de los vegetales y es, por tanto, indispensable para su crecimiento. Por lo que la presencia de un poco de nitrato en el agua contribuye a la riqueza biológica de las aguas naturales al permitir que se desarrollen las algas. Las concentraciones elevadas, a menudo observadas actualmente, cooperan, sin embargo, al desarrollo anormal de ciertas algas que invaden el curso de rios, las reservas de agua o las costas marítimas. La eutrofización, desarrollo excesivo de las algas o de las plantas acuáticas, es cada vez mayor, trayendo consecuencias perjudiciales:

En las costas, las mareas verdes son el resultado del desarrollo de las algas, en particular las ulvas, que se amontonan, mueren y se pudren liberando olores nauseabundos y aportando una carga de contaminación orgánica al mar.

En el agua dulce, la polución de las algas consume el oxígeno disuelto, a veces hasta el agotamiento de las reservas, provocando la muerte por asfixia de la fauna y de la flora con gran perjuicio para los pescadores. Las toxinas emitidas por ciertas cianofíceas, que a veces se desarrollan anormalmente, pueden matar los mariscos y los peces o hacerlos tóxicos para el consumo humano. Esto trae como consecuencia las

disminuciones de los criaderos explotados por los pescadores y la destrucción de explotaciones conchíferas o piscícolas.

El desarrollo de las algas provoca también la obturación de los filtros en las estaciones de tratamiento del agua. Las algas suelen dar un sabor desagradable al agua y emiten sustancias tóxicas para el consumidor.

Los medios paliativos son limitados, caros y peligrosos, por lo que parece preferible investigar medios preventivos que impidan el desarrollo anormal de las algas.

Las algas se desarrollan cuando encuentran, simultáneamente, todos los factores favorables: temperatura benigna, sol, agua rica en nutrientes y en particular nitrógeno y fósforo. Estos nutrientes provienen de diversos orígenes, pero vamos a centrarnos en las deyecciones emitidas por los animales, que contiene fósforo, y pueden discurrir hacia los cursos de agua, sea cuando los animales van a beber, sea porque la lluvia arrastra las deyecciones depositadas en el pasto o en el centro de la explotación, incluso cuando las deposiciones directas, una zanja no hermética o que se desborda, conducen a las deyecciones a un curso del agua. Las erosiones de las tierras enriquecidas con fósforo por medio de los abonos también contribuyen a esas salidas de fósforo hacia el agua.

8.3. EFECTOS FÓSFORO

Del fósforo del estiércol licuado, después de algunos meses de almacenamiento, el 80 % se encuentra en forma inorgánica. Los fosfatos tienen una reducida movilidad en el suelo y las pérdidas son, en general casi nulas. La capacidad de fijación de los fosfatos por el suelo es más reducida en los suelos arenosos que en los suelos limosos. Si se alcanza la saturación, puede sobrevenir la emigración de los fosfatos en profundidad, causando una eutrofización de las aguas de superficie y subterráneas. En las condiciones normales de esparcimiento, se puede considerar el aporte de fósforo como equivalente al de un abono mineral.

La tasa de saturación de la carga actual de fosfatos, está comprendida entre el 60 % y el 140 %. La concentración de fosfatos disminuye rápidamente con la profundidad.

8.4. EFECTOS DEL POTASIO

El potasio se encuentra, sobre todo, en la fracción líquida del estiércol, en forma inorgánica. Si no es absorbido por el humus o por las partículas de arcilla o asimilado de plantas, permanece en solución y puede ser lixiviado. Ese es, particularmente, el caso de suelo ligero. El contenido de potasio de la hierba de las praderas aumenta con la aplicación del estiércol licuado de los bovinos, de los cerdos o de las aves de corral, siendo su utilización tan buena como la del potasio procedente de los abonos minerales.

8.5. EFECTOS DEL BORO

Elemento presente en estado de traza, indispensable para las plantas, el boro puede volverse tóxico a partir de una concentración en el suelo de 5 mg/Kg (ppm) de boro soluble, esta toxicidad se produce a veces después de la irrigación con aguas usadas (detergentes) o en caso de suelos muy ácidos en los cuales la solubilidad del boro es grande.

En determinados pH de los suelos agrícolas, se encuentran, frecuentemente, fenómenos de carencia, ya que la proporción boro asimilable-boro total está muy reducida. El aporte de boro por los desechos de los animales es, por tanto, en general, benéfica. No obstante, en los suelos con un gran contenido de materias orgánicas, a veces se observa un bloqueo del boro.

8.6. APOORTE DE METALES

Las sales metálicas tienen, por su naturaleza, una elevada toxicidad que a largo plazo podría generar un fuerte deterioro del suelo. Esa toxicidad atañe a las plantas, a sus consumidores y a los microorganismos del suelo. Entre los metales aportados por el estiércol licuado, el hierro, el manganeso, el zinc y el cobre son esenciales, es decir, indispensables para el desarrollo del vegetal o del animal. El zinc y el cobre se añaden a los alimentos compuestos como factores del crecimiento y son asimilados muy escasamente, se encuentran en cantidades bastante importantes en los estiércoles licuados de los terneros y sobre todo, de los cerdos, y han suscitado una particular atención.

Los otros metales no esenciales como el plomo, el cadmio, el mercurio, el arsénico y el selenio sólo son aportados en cantidades ínfimas por los desechos animales y no representan ningún riesgo para los suelos. La contaminación por estos elementos sólo es observada en las proximidades de ciertas zonas industriales.

8.7. TRANSMISIÓN DE ENFERMEDADES O DE PARÁSITOS

No se pueden excluir los riesgos de contaminación de los suelos y de la transmisión de parásitos y bacterias patógenas (nematodos, cestodos, bacterias tales como la Brucela, la Salmonela u otras).

La aplicación del estiércol licuado aporta al suelo microorganismos resistentes a los antibióticos, sobre todo los *Clostridium Prefringens* que están presentes cada vez más a menudo, en las aguas subterráneas. Estos microorganismos, insensibles a los tratamientos clásicos de las aguas, son patógenos.

En las explotaciones ganaderas tradicionales, donde se usa cama, el estiércol no causa problemas epidemiológicos especiales, ya que la paja facilita la aireación para la descomposición de la materia orgánica y las bacterias termofílicas generan calor con su metabolismo exotérmico; de este modo se alcanzan temperaturas próximas a los 60°C e incluso superiores en el estiércol compacto, siendo destruidos la mayor parte de los agentes patógenos. En el estiércol líquido no se produce esta generación espontánea de calor y como consecuencia de ello la supervivencia de la flora

microbiana, patógena o no, es mayor, conduciendo a una reconsideración del papel de este material en la epidemiología de las enfermedades animales.

En las explotaciones ganaderas intensivas, que están dotadas de cientos de cabezas, la simple presencia de un animal infectado puede generar un contagio rápido y masivo, además, la incidencia de infecciones latentes se incrementa cuando los animales de poblaciones homogéneas son confinados, con lo cual se favorece la contaminación del hábitat de la granja, en el que los residuos fecales también tienen un papel muy importante.

Los estudios de microorganismos fecales en el medio ambiente indican que el agua superficial puede estar contaminada con tales bacterias cuando las tierras de sus inmediaciones también lo están. Los patógenos presentes en el estiércol, encuentran en el suelo una mezcla de condiciones desfavorables: pH, temperatura, luz solar, niveles de nutrientes, sustancias tóxicas presentes en los residuos, antibióticos del suelo y organismos antagonistas que representan un obstáculo para su supervivencia y la mayor parte de los patógenos se reducen drásticamente en 2 ó 3 meses; sólo se prolonga su presencia si la concentración inicial del inóculo es alta. También destaca que la aplicación al suelo supone un riesgo para la salud si el lixiviado alcanza el agua profunda, si el agua de escorrentía alcanza los cursos de agua potable dedicados al consumo, o si la carga de patógenos se presenta en alimentos o cultivos dedicados a la obtención de piensos.

8.8. PROBLEMAS PLANTEADOS EN LA ATMÓSFERA

La atención a la problemática de las emisiones gaseosas se ha limitado y circunscrito al interior de los habitáculos del ganado, para conseguir un ambiente óptimo para el crecimiento animal, además de que sea aceptable para el trabajador. Aunque también debe tenerse en cuenta el impacto de la ganadería sobre la calidad del aire (inmisión).

Las sustancias gaseosas, originadas por las actividades ganaderas, susceptibles de alterar las características del aire son:

- El dióxido de carbono
- El metano
- El amoniaco
- Los olores

8.8.1. DIOXIDO DE CARBONO

Es un gas formado por la combustión de materia orgánica. La producción de CO₂ en ganadería, deriva principalmente de la respiración animal y de los subproductos de su metabolismo. Desde el comienzo del periodo preindustrial ha aumentado un 25% pero su contribución a tal aumento es totalmente despreciable.

8.8.2. METANO

Se produce principalmente por la descomposición bacteriana de la materia orgánica en condiciones anaerobias. La evolución de los niveles de este gas en la atmósfera ha sufrido un aumento exponencial en los últimos años. El metano expedido a la atmósfera no se acumula, una parte es reabsorbida por el suelo y la otra, de mayor importancia, es oxidada en el aire. La destrucción del metano por las bacterias metanotróficas del suelo no es nada despreciable (del orden de 15 a 30 millones de toneladas anuales), disminuye al aumentar la humedad y la concentración nitrogenada del suelo.

El metano interviene en diversos aspectos y reacciones de gran importancia para la atmósfera: en la troposfera participa en el calentamiento de la tierra y puede aumentar la concentración de ozono; por el contrario, en la estratosfera contribuye a la destrucción de la capa de ozono.

Tanto el dióxido de carbono como el metano, son gases que absorben las radiaciones infrarrojas que proceden de la superficie de la tierra, formando una

especie de capa que no permite que el calor se elimine hacia el espacio, dando lugar al conocido “efecto invernadero”.

El dióxido de carbono es el responsable de aproximadamente el 50% del potencial de calentamiento de la tierra. El metano se oxida en la atmósfera dando lugar a monóxido de carbono (CO), el cual, mediante una nueva oxidación, pasará a dar dióxido de carbono. Por lo tanto, la contribución del metano al “efecto invernadero” es doble: directamente, por absorber las radiaciones infrarrojas; indirectamente, al transformarse en CO₂.

En una de las reacciones de la compleja oxidación del metano, puede formarse ozono (O₃), potente microbicida que, superando un cierto límite, puede afectar de forma seria a la vida animal y vegetal. La síntesis del ozono sólo ocurre bajo condiciones de gran contaminación ambiental, como en áreas industriales o urbanas. Ahora bien, si la atmósfera donde sucede la transformación está relativamente limpia, el metano no produce ozono, sino que lo destruye, permitiendo así una mejora substancial de la calidad ambiental y aumentando la capacidad de autolimpieza de la atmósfera.

8.8.3. AMONIACO

El amoníaco causa daños directos en la vegetación que se encuentra en las cercanías de las fuentes de emisión. También se ha demostrado que este gas es uno de los principales responsables de la acidificación de la atmósfera y, en consecuencia, de los suelos y de las aguas mediante deposiciones húmedas.

Una parte considerable del nitrógeno en el abono animal está en forma de nitrógeno amoniacal (NH₃) proveniente del ion NH₄⁺ y cuyas proporciones dependen del pH y de la temperatura. Las emisiones pueden producirse en otras formas de nitrógeno como (NO, NO₂, NO_x). Las fuentes más importantes de génesis de esta molécula son debidas a las actividades agrarias, a los residuos ganaderos y a los fertilizantes químicos. La tendencia en la producción de amoníaco es, igual que con el metano, exponencial.

La ganadería es la principal generadora de amoniaco, no obstante todas las especies participan de igual forma en el proceso. Ha de tener presente la talla del animal, la densidad y concentración de cabezas que permiten así la producción de amoniaco de una granja.

La volatilización sucede cuando la concentración de amoniaco en la superficie es superior a la concentración de equilibrio con la de amoniaco en el aire. En caso contrario, hay deposición. La volatilización de amoniaco a partir de la orina es muy superior al del excremento sólido o ambas mezcladas. Si tenemos presente que la volatilización del amoniaco (NH_3) conlleva una pérdida del ion amonio (NH_4^+), entonces llegará un momento en que, al no existir más sustrato (NH_4^+), ya no habrá más volatilización de amoniaco; la concentración de NH_3 no disminuye más. Sin embargo a lo largo del tiempo la hidrólisis de las proteínas (mientras existan) va liberando amonio que a su vez va produciendo amoniaco con mayor o menor velocidad (depende de la temperatura y del pH fundamentalmente) y mientras se mantenga esa cinética la cantidad de amonio presente ya casi se mantiene, aunque a medida que pasa el tiempo cada vez en menor proporción. Durante el almacenamiento, la materia orgánica es descompuesta en amoniaco, ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono y metano.

El estiércol digerido, normalmente, tiene una cantidad de nitrógeno amoniacal ligeramente mayor que el no digerido. Por tanto, el almacenamiento al aire del estiércol digerido puede causar mayores emisiones de amoniaco que el almacenamiento al aire del estiércol no digerido.

8.8.4. LOS OLORES

Los olores, motivo de problemas de impacto ambiental, de denuncias, quejas y normativas reguladoras, son poco tolerados por una opinión pública cada vez más “urbanizada” y sensibilizada a cualquier fenómeno que pueda afectar al ambiente, así como a su propia salud. Si bien las emisiones de humos son una fuente de malestar comprensible y de lamentaciones justificadas, no son necesariamente una causa de contaminación ambiental.

Los olores derivan principalmente de los procesos de degradación biológica de las sustancias contenidas en los excrementos. Si las condiciones en que se realizan estas transformaciones son anaerobias, los compuestos volátiles generados resultan más desagradables al olfato.

Los gases producidos por estas reacciones son muy diversos en cuanto a la familia química (hay orgánicos e inorgánicos) y a la cantidad formada. El olor será consecuencia de la mezcla de todos ellos y cuya composición o relación volumétrica puede alterar definitivamente la característica odorífera. Así, la individualización química de los principales compuestos volátiles responsables no es suficiente para dar una información fiable sobre el efecto olfativo de la combinación. Pero hay ciertos gases normalmente presentes en la mezcla. Uno de ellos es el amoníaco y el otro es el sulfuro de hidrógeno (H_2S), de conocidas propiedades aromáticas. Normalmente, el H_2S da una buena indicación sobre la molestia que puede causar el olor.

Como conclusión podemos afirmar que la actividad ganadera es molesta en ciertas épocas del año especialmente, pudiendo originar graves problemas. Estos problemas pueden derivarse de ruidos, olores, insectos y contaminaciones.

9. ESTUDIO ECONOMICO FINANCIERO

9.1. INVERSIÓN Y AMORTIZACIÓN

1 . INVERSIÓN

	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
1 Adquisición Terreno (¹)	0	0	0	0	0	0	0	0
2 Instalación biodigestor	1.100.000	0	0	0	0	0	0	0
3 Proyecto y D.O (6 % s/ Imp. Instalación)	66.000	0	0	0	0	0	0	0
4 Gastos Puesta en funcionamiento (²)	60.500	0	0	0	0	0	0	0
5 Crédito (³)	22.000	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL INVERSIÓN	1.248.500	0	0	0	0	0	0	0

(¹) Los terrenos no tiene coste inversión al ser cedidos

(²) Licencia (4,50%) y Gastos Estudio Financiero Económico (1%)

(³) Comisión aperturas (1%), AJD Corredor (1%)

1.1. AMORTIZACIÓN ANUAL

	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	TOTAL
1 Adquisición Terreno	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2 Instalación biodigestor. Amort. a 20 años	55.000	55.000	55.000	55.000	55.000	55.000	55.000	55.000	440.000
3 Proyecto y D.O. Amort a 10 años	6.600	6.600	6.600	6.600	6.600	6.600	6.600	6.600	52.800
4 Gastos Puesta en funcionamiento. Amort a 5 años	12.100	12.100	12.100	12.100	12.100	0	0	0	60.500
5 Crédito. Amort a 5 años	4.400	4.400	4.400	4.400	4.400	0	0	0	22.000
TOTAL AMORTIZACIÓN ANUAL	78.100	78.100	78.100	78.100	78.100	61.600	61.600	61.600	575.300

9.2. FINANCIACIÓN

2 - FINANCIACIÓN

I RECURSOS PROPIOS

Se parte de un capital social totalmente desembolsado de 250.000

II RECURSOS AJENOS

Se tiene previsto formalizar un crédito por importe de

IMPORTE	Importe Crédito	1.000.000								
	Comisión Apertura (1%)	1.000								
	AJD - Corredor (1%)	1.000								
	Años (15)									
	Interés compuesto (2%)									
	Un año de carencia									
		2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	
1	Disposición Crédito	1.000.000	0	0	0	0	0	0	0	1.000.000
2	Reembolso de Capital	0	66.667	66.667	66.667	66.667	66.667	66.667	66.667	466.667
3	Intereses a año vencido	20.000	18.667	17.333	16.000	14.667	13.333	12.000	10.667	122.667
	TOTAL REEMBOLSO E INTERESES	20.000	85.333	84.000	82.667	81.333	80.000	78.667	77.333	589.333

9.3. HIPÓTESIS DE INGRESOS

3 - HIPÓTESIS INGRESOS

	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
1 Venta de Gas	331.128	331.128	331.128	331.128	331.128	331.128	331.128	331.128
2 Venta Fertilizante	118.260	118.260	118.260	118.260	118.260	118.260	118.260	118.260
TOTAL INGRESOS	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388

9.4. CUENTA DE EXPLOTACIÓN

4 - CUENTA EXPLOTACIÓN

	2.019	2.020	2.021	2.022	2.023	2.024	2.025	2.026
I INGRESOS								
S/ Hipótesis Ingresos	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388
TOTAL INGRESOS	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388
II GASTOS								
II.1 Compras (Consumos)	35.000	35.000	35.000	35.000	35.000	35.000	35.000	35.000
II.2 Trabajos, servicios y suministros (recogida Purines y aceite)	90.000	90.000	90.000	90.000	90.000	90.000	90.000	90.000
II.3 Otros servicios no contemplados	20.000	20.000	20.000	20.000	20.000	20.000	20.000	20.000
II.4 Primas de seguros	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000
II.5 PERSONAL (1 Técnico fijo)	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000
II.6 Financieros (s/ 2- FINANCIACIÓN)	22.000	18.667	17.333	16.000	14.667	13.333	12.000	10.667
II.7 Amortizaciones y saneamientos (s/ 1 - INVERSIÓN AMORT.)	78.100	78.100	78.100	78.100	78.100	61.600	61.600	61.600
TOTAL GASTOS	295.100	291.767	290.433	289.100	287.767	269.933	268.600	267.267
III RESULTADOS ANTES DE IMPUESTOS	154.288	157.621	158.955	160.288	161.621	179.455	180.788	182.121
IV IMPUESTO SOCIEDADES DEVENGADO		54.001	55.167	55.634	56.101	56.567	62.809	63.276
V RESULTADO DESPUES IMPUESTOS	154.288	103.621	103.787	104.654	105.521	122.887	117.979	118.846

9.5. FLUJOS DE CAJA

5 - FLUJOS DE CAJA

	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
I COBROS								
s/ TOTAL INGRESOS	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388
TOTAL COBROS	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388	449.388
II PAGOS								
II.1 s/ TOTAL GASTOS	295.100	291.767	290.433	289.100	287.767	269.933	268.600	267.267
II.2 IMPUESTO s/BENEFICIOS	0	54.001	55.167	55.634	56.101	56.567	62.809	63.276
II.3 AMORTIZACIÓN RECURSOS AJENOS	0	66.667	66.667	66.667	66.667	66.667	66.667	66.667
0 TOTAL PAGOS	295.100	412.434	412.267	411.401	410.534	393.167	398.076	397.209
III FLUJOS DE CAJA	154.288	36.954	37.121	37.987	38.854	56.221	51.312	52.179
TIR	21%							

10. CONCLUSIONES ESTUDIO

- Realizando una co-digestion entre aceite vegetal reciclado (1%) y purines ganaderos (99%) se mejora el rendimiento energético un 35%.
- Con un proceso de tratamiento de purines ganaderos (proceso de digestión anaerobia) se mejora las condiciones agronómicas de los materiales digeridos. Tales ventajas se resumen en la reducción de patógenos, se estabiliza la materia orgánica y se mineralizan los nutrientes.
- El proceso de digestión anaerobia ocasiona ventajas medioambientales, así como la reducción de gases efecto invernadero. También se reduce la contaminación al suelo, agua y aire.
- El alto coste económico que supone una instalación de estas características es un impedimento para llevarlo a cabo, por eso en el presente estudio se trata de implantar este biodigestor en una zona donde se generen calores residuales no aprovechados, concretamente en Meruelo, aprovechando el calor residual que produce el vertedero. Donde se dispone del suficiente calor residual como para secar 40Tn de purín al día.
- Además de disponer de calores residuales, se elige una zona con un alto recuento ganadero, lo que nos supone disponer de todo el purín necesario, con bajos costes de transporte.
- Uno de los inconvenientes que tiene el proceso de digestión anaerobia es que no se reduce el nivel de Nitrógeno del purín, por eso y por rentabilizar económicamente el estudio se realiza un secado de los purines para poder vender un fertilizante de alta calidad, disminuyendo el aporte de Nitrógeno en la zona.

11. BIBLIOGRAFÍA

- I. Angelidaki, M. Alves, D. Bolzonella, L. Borzacconi, J. L. Campos, A. J. Guwy, S. Kalyuzhnyi, P. Jenicek and J. B. van Lier, 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology* 59(5), 927-934.
- García, H.; Rico, C.; García, P. A.; Rico, J.L. (2008). Flocculants effect in biomass retention in a UASB reactor treating dairy manure. *Bioresource Technology*, 99/14, 6028-6036.
- Hashimoto, A.G.; Edgar, T.G.; Nakano, H. (1994). Methane production from animal wastes. *J. Soil Water Conservation*, Vol.49 (2), 62-65.
- Kalyuzhnyi, S.; Sklyar, V.; Fedorovich, V.; Kovalev, A.; Noz hevnikova, A.; Klapwijk, A. (1999). The development biological methods for utilización and treatment of diluted manure streams. *Wat. Sci. Tech.* 40 (1), 223-229.
- Katers, J.F. (2002). Temperature phased anaerobic digestion of dairy manure. *Biocycle*, Vol.43 (3), 39-44.
- Mckenney, L.A. (1998). Dewatering dairy manure using polymer and belt press technology. In *Proc. Manure Management in Harmony with the Envioroment Conf.*, 354-358, Soil and Water Conservation Society, Ames, Iowa, 10-12 feb., Iowa.
- Møller, H.B., Sommer, S.G., Ahring, B.K. (2004). Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass and Bioenergy* 26, 485-495.
- Rico, J.L.; García, H.; Rico, C.; Tejero, I. (2007). Characterisation of solid and liquid fractions of dairy manure with regard to their component distribution and methane production. *Bioresource Technology*, 98, 971-979.
- Amon, T.; Amon, B.; Kryvoruchko, V.; Zollitsch, W.; Mayer, K.; Gruber, L. (2007). Biogas production from maize and dairy cattle-manure. Influence of biomass composition on the methane yield. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 173-182.

- Barrow, J.; Van Horn, H.; Anderson, D.; Nordstedt, R. (1997). Effects of Fe and Ca additions to dairy wastewaters on solid and nutrient removal by sedimentation. *Applied Engineering and Agriculture*, 13(2), 259-267.
- Boone, D.R. et. al. (1989). Diffusion of Interspecies Electron Carriers H₂ and Formate in Methanogenic Ecosystems and its Implications in the measurement of K_m for H₂ or Formate. *Appl. Env. Microbiol.*, 55, 7, 1735.
- Burcham, T.N.; Gill, S.K.; Moore, R.B. (1997). Comparison of dairy manure separation technologies. *Proceedings of the 1997 ASAE Annual International Meeting*.
- Comino, E.; Rosso, M.; Riggio, V. (2009). Development of a pilot scale anaerobic digester for biogas production from cow manure and whey mix. *Bioresource Technology*, 100, 5072-5078.
- Zeeman, G. (1991). Mesophilic and Psychrophilic digestion of liquid manure. Ph. D. Thesis, University of Wageningen, The Netherlands.
- Cantabria. 1997. Código de Buenas Prácticas Agrarias. *Boletín Oficial de Cantabria*. 2 de abril de 1997, 66, pp. 2078-2081.
- Consejería de Medio Ambiente en Cantabria. 2009. Informe de Sostenibilidad Ambiental: Plan Sectorial de Residuos del Sector Primario, Sanitario y Veterinario

ANEXO Nº 1 - LOCALIZACIÓN Y ESTUDIO GENERAL DE LA SITUACIÓN EN CANTABRIA

NITRÓGENO APORTADO AL SUELO

Inicialmente se estudian los residuos que se generan en Cantabria. Prestaremos especial atención en el nitrógeno (N₂) que se aporta al suelo. Este puede provenir de cualquier residuo orgánico que se genere, ya puede ser de origen animal o los mismos que genera la sociedad.

Para realizar el estudio de los residuos que se genera en Cantabria tendremos en cuenta los generados por los animales y las personas, que detallaremos en la siguiente tabla.

Dicha tabla se obtiene de datos procedentes del Instituto Cántabro de Estadística (en adelante ICANE)

Nos centraremos en el N₂ puesto que es el elemento más dañino para el medio ambiente, especialmente para la conservación de acuíferos, ríos, etc.

Tabla 9.1. Producción total de residuos en Cantabria susceptibles de ser aprovechados por su valor fertilizante. (Fuente: Instituto Cántabro de Estadística (ICANE) (2009)).

GANADEROS				
Especie y tipo	Censo nº de cabezas	Estiercol Kg/c.d	Producción residuo orgánico anual (Tm/año)	Tm N ₂ anual
Bovino de 0 - 12 meses	40.227	5,8	85.161	
Bovino de 12 – 24 meses	40.467	30	443.113	
Bovino > 24 meses	197.762	55	3.970.072	
TOTAL BOVINO	278.456		4.498.346	20.468
Porcino hasta 50Kg	924	3	1.011	
Porcino engorde	1.036	6	2.268	
Porcino reproducción	1.197	10	4.369	

TOTAL PORCINO	3.157		47.602	36
Ovino	52.628	1,5	31.004	330
Caprino	17.192	1,5	9.471	100
Equino	25.987	25	244.970	1.568
Asnal	1.782	25	16.260	105
Mular	356	25	3.249	21
Avícola de puesta	566.000	0,2	41.318	
Avícola de carne	160.000	0,1	5.840	
Otras aves	4.000	0,15	219	
TOTAL AVES	730.000		47.377	663
Cunícula	240.000	0,2	17.520	245
Total ganado				23.539
LODOS DE PISCIFACTORIAS	315 Tm pescado producido/386 Tm pienso consumido; IC=1,23			4
LODOS DE DEPURADORAS	541.885 hab.		11.864	392
R.S.U.			88.214	794
FERTILIZANTES QUÍMICOS	Nitrosulfato amónico(26%), Nitrato amónico-cálcico, Nitrato amónico(33,5%), Fosfatos diamónicos, N-P-K			1.560
TOTALES			4.963.959	26.289

De la tabla 9.1. podemos observar como el principal productor de N₂ es el ganado vacuno, en concreto el 77,85% del N₂ generado en Cantabria proviene del purín del ganado vacuno.

La superficie aprovechable para depositar estos residuos en Cantabria se deduce de la siguiente tabla obtenida del ICANE, en la que se indica la distribución de la superficie total de la Comunidad Autónoma de Cantabria.

Tabla 9.2. Distribución de la Superficie de Cantabria según usos.

CANTABRIA	Totales (Ha)
Tierras de cultivo	16895
Prados y pastizales	142094
Superficie Agraria útil (S.A.U.)	158989
Terreno forestal	277466
Otras superficies	94780
Total	531235

El total de los residuos agrícolas que se producen en Cantabria en un año, tienen un potencial de aprovechamiento de nitrógeno tal y como sigue:

- Producción anual de residuos orgánicos: 4.963.959 Tm/año
- Contenido en nitrógeno: 26.289 Tm/año
- Hectáreas susceptibles de abonado a 0,170 Tm/Ha/año (Directiva 91/676/CEE): 154.641 Has.

Se extrae lo siguiente de la Directiva 91/676/CEE:

“Las explotaciones son cargas ganaderas superiores a 3,5 unidades ganaderas (UGM) por Ha. en las parcelas cuyo uso SIGPAC sea pastizal conforme al Real Decreto 2128/2004, de 29 de octubre, por el que se regula el sistema de información geográfica de parcelas agrarias, o de 3 UGM por Ha. en las superficies cuyo uso SIGPAC sean pastoarbustivo o pasto con arbolado, deberán contar con un sistema de gestión o de retirada de residuos ganaderos a fin de evitar la aplicación de cantidades de estiércol equivalentes a más de 170 Kg. de nitrógeno por año y hectárea”.

Conociendo el área total disponible que supuestamente puede ser abonada (S.A.U.) y la superficie necesaria para depositar los residuos orgánicos, podremos

conocer si hay suficiente terreno, o si por el contrario existe un excedente de residuos.

Así:

- (S.A.U.)- (Sup. a abonar con el N2 disponible): $158.989 - 154.641 = 4.348$ Has. Luego la superficie agraria útil excede es de 4.348 Has lo que implica que medioambientalmente se están cumpliendo las directivas europeas.
- Señalar que la S.A.U. contempla terrenos de difícil acceso para poder aprovechar estas superficies. Como consecuencia se sobreexplota otras superficies.
- Una vez contemplado el marco general de producción de residuos en Cantabria, estudiaremos el estado del ganado vacuno ya que es el principal generador de N2.

GANADO VACUNO EN CANTABRIA

Para comenzar con una idea general de la cantidad de purines que se pueden obtener en Cantabria vamos hacer un recuento del ganado vacuno que hay en esta comunidad.

En primer lugar, vamos hacer una valoración general del estado de razas bobinas que pueblan Cantabria, que como podemos comprobar en la tabla 9.3. es la raza Frisona. Una vaca de aptitud lechera, que en la mayoría de los casos se encuentra confinada en estabulaciones automatizadas y localizadas en diferentes puntos de la región.

TABLA 9.3. Número de vacas por raza que hay en Cantabria.

RAZA	Nº DE VACAS POR RAZA
Frisona	115.795
Mixtas y otras	80.221
Pardo-alpina	1
Tudanca	15.532
Limousina	28.384
Charolesa	2.565
Asturiana de los Valles	11.472
Monchina	1.732
Asturiana de la montaña	4.522
Parda	609
Parda de la montaña	8.132
Pasiega	471
Pirenaica	5.008
Rubia de aquitania	3.043
Total	277.487

Las características de estabulación en la que principalmente se encuentran las frisonas nos confieren unas ventajas a diferencia de las otras, las cuales son:

Purines más homogéneos y líquidos que otras razas, característica que principalmente adquieren del tipo de alimentación.

Estado de confinamiento, principalmente este ganado se encuentra en grandes estabulaciones en las que la recogida de los excrementos es mecánica y diaria, sin mezclar con otro tipo de sustancias.

Las razas de aptitud cárnica pasan la mayoría del año pastando, lo cual hace imposible la recogida de excremento, a diferencia de la raza frisona, que principalmente se encuentra estabulada.

En la tabla 9.4., se contempla una distribución del ganado vacuno por todos los municipios que componen Cantabria. Si bien no está diferenciada por razas, siendo esto necesario para la determinación de un lugar a la hora de implantar el biodigestor.

Tabla 9.4. Número de explotaciones ganaderas y reses por municipio

Municipios	Explotaciones	Reses
Total	10.434	274.789
Alfoz de Lloredo	136	2.778
Ampuero	104	2.435
Anievas	60	1.174
Arenas de Iguña	182	3.824
Argoños	12	274
Arnuero	82	2.791
Arredondo	92	2.411
Astillero (El)	24	728
Bárcena de Cicero	85	2.171
Bárcena de Pie de Concha	37	821
Bareyo	120	4.351
Cabezón de la Sal	96	1.380
Cabezón de Liébana	49	2.012
Cabuérniga	91	3.253
Camaleño	105	2.653
Camargo	169	2.059
Campoo de Yuso	106	4.704
Cartes	80	790
Castañeda	76	909
Castro-Urdiales	171	1.817
Cieza	93	1.451
Cillorigo de Liébana	78	2.391
Colindres	10	151
Comillas	46	711
Corrales de Buelna (Los)	144	2.774
Corvera de Toranzo	152	4.013
Campoo de Enmedio	114	5.576
Entrambasaguas	211	6.057
Escalante	48	1.724
Guriezo	149	2.749

Hazas de Cesto	90	2.396
Hermanidad de Campoo de Suso	192	9.266
Herrerías	79	1.502
Lamasón	64	2.012
Laredo	38	311
Liendo	50	546
Liérganes	182	4.248
Limpías	25	335
Luená	110	3.557
Marina de Cudeyo	149	4.873
Mazcuerras	134	2.386
Medio Cudeyo	138	2.590
Meruelo	53	1.496
Miengo	107	1.504
Miera	67	878
Molledo	163	3.754
Noja	11	77
Penagos	144	2.742
Peñarrubia	23	889
Pesaguero	39	1.053
Pesquera	4	217
Pielagos	308	6.349
Polaciones	37	1.557
Polanco	66	1.330
Potes	7	45
Puente Viesgo	155	2.579
Ramales de la Victoria	72	2.451
Rasines	91	2.748
Reinosa	4	245
Reocín	161	2.804
Ribamontán al Mar	132	7.352
Ribamontán al Monte	173	4.890
Rionansa	113	2.382

Riotuerto	151	3.515
Rozas de Valdearroyo (Las)	21	785
Ruente	73	2.093
Ruesga	151	4.404
Ruiloba	19	829
San Felices de Buelna	121	1.660
San Miguel de Aguayo	34	1.711
San Pedro del Romeral	113	3.179
San Roque de Riomiera	95	1.604
Santa Cruz de Bezana	83	1.170
Santa María de Cayón	255	6.323
Santander	105	1.051
Santillana del Mar	155	4.272
Santiurde de Reinosa	54	1.724
Santiurde de Toranzo	169	3.211
Santoña	17	247
San Vicente de la Barquera	140	3.385
Saro	65	2.649
Selaya	151	4.236
Soba	269	10.965
Solórzano	118	3.738
Suances	108	2.793
Tojos (Los)	44	1.681
Torrelavega	229	5.140
Tresviso	5	95
Tudanca	20	789
Udías	58	669
Valdáliga	251	6.638
Valdeolea	62	3.410
Valdeprado del Río	29	1.838
Valderredible	71	4.955
Val de San Vicente	158	3.889
Vega de Liébana	115	3.730

Vega de Pas	144	3.383
Villacarriedo	185	8.328
Villaescusa	124	1.939
Villafufre	106	3.329
Valle de Villaverde	32	807
Voto	231	6.329

Una vez observada la situación general nos vamos a centrar en la raza más abundante. Teniendo en cuenta que esta raza es la frisona y que además es el ganado que nos interesa para este proyecto, principalmente por sus condiciones de explotación, ya que las demás razas en su mayoría están la mayor parte del año pastando en los campos.

Para poder estimar una buena situación de donde se reúne el mayor de número de vacas Frionas en Cantabria nos basamos en los datos obtenidos de ICANE en el que se recogen las cantidades entregadas a fábricas lácteas en el año 2016 y que se muestran en la tabla 9.5.

Tabla 9.5. Cantidad de leche entregada a fábrica por municipios.

Municipios	Producción de leche(litros)
Total	439.972.307
Alfoz de Lloredo	5.855.006
Ampuero	4.005.953
Anievas	255.874
Arenas de Iguña	554.476
Argoños	2.739.149
Arnuero	10.619.772
Arredondo	768.528
Astillero (El)	1.375.824
Bárcena de Cicero	9.149.125
Bárcena de Pie de Concha	488.362
Bareyo	12.819.076
Cabezón de la Sal	1.169.962

Cabezón de Liébana	196.151
Cabuérniga	0
Camaleño	94.318
Camargo	7.201.457
Campoo de Yuso	1.364.160
Cartes	974.253
Castañeda	1.142.307
Castro-Urdiales	977.376
Cieza	0
Cillorigo de Liébana	435.346
Colindres	435.904
Comillas	833.063
Corrales de Buelna (Los)	862.930
Corvera de Toranzo	1.083.233
Campoo de Enmedio	1.637.891
Entrambasaguas	16.743.362
Escalante	3.115.732
Guriezo	65.750
Hazas de Cesto	5.814.250
Hermanidad de Campoo de Suso	129.835
Herrerías	436.593
Lamasón	0
Laredo	633.056
Liendo	587.642
Liérganes	6.305.760
Limpías	242.982
Luena	1.480.453
Marina de Cudeyo	6.027.481
Mazcuerras	1.494.262
Medio Cudeyo	4.707.863
Meruelo	7.689.817
Miengo	633.838
Miera	840.890

Molledo	887.584
Noja	0
Penagos	4.515.024
Peñarrubia	10.110.384
Pesaguero	0
Pesquera	0
Piélagos	13.967.032
Polaciones	0
Polanco	3.126.759
Potes	0
Puente Viesgo	4.094.738
Ramales de la Victoria	3.029.120
Rasines	4.851.616
Reinosa	0
Reocín	5.073.615
Ribamontán al Mar	32.895.276
Ribamontán al Monte	15.864.713
Rionansa	0
Riotuerto	5.437.328
Rozas de Valdearroyo (Las)	0
Ruente	2.098.310
Ruesga	7.926.670
Ruiloba	1.615.056
San Felices de Buelna	1.261.211
San Miguel de Aguayo	0
San Pedro del Romeral	518.883
San Roque de Riomiera	1.378.875
Santa Cruz de Bezana	5.256.659
Santa María de Cayón	16.683.698
Santander	1.177.913
Santillana del Mar	11.252.997
Santiurde de Reinosa	0
Santiurde de Toranzo	4.755.577

Santoña	1.587.643
San Vicente de la Barquera	7.122.775
Saro	6.906.186
Selaya	21.623.234
Soba	12.253.529
Solórzano	10.633.229
Suances	6.830.150
Tojos (Los)	0
Torrelavega	13.820.354
Tresviso	0
Tudanca	0
Udías	471.138
Valdáliga	11.046.053
Valdeolea	832.271
Valdeprado del Río	0
Valderredible	5.425.575
Val de San Vicente	8.507.242
Vega de Liébana	92.652
Vega de Pas	377.132
Villacarriedo	27.064.892
Villaescusa	2.841.772
Villafufre	7.717.836
Valle de Villaverde	691.185
Voto	12.359.358

Como podemos comprobar en la Tabla 9.5. hay una serie de municipios en los que se concentra gran parte de la producción láctea de esta región. Observando los datos de dicha tabla podemos sacar las siguientes conclusiones:

El 36,37% de la producción láctea de la región se concentra en la comarca de Transmiera.

Otra zona con una importante producción láctea estaría concentrada en cuatro municipios que lo conformarían Villacarriedo, Selaya, Saro y Santa María de Cayón en los cuales se llegaría a producir el 16,4% de la leche en Cantabria.

Tabla 9.6. SAU y número de vacas en municipios comarca Transmiera

MUNICIPIO	SAU (Hectáreas)	Nº DE VACAS
Arnuero	1.207	2.791
Bárcena de Cicero	1.223	2.171
Bareyo	2.099	4.351
Entrambasaguas	2.723	6.057
Escalante	761	1.724
Hazas de cesto	1.167	2.396
Lierganes	2.223	4.248
Marina de Cudeyo	1.755	4.873
Medio Cudeyo	1.388	2.590
Meruelo	784	1.496
Ribamontan al Mar	2.081	7.352
Ribamontan al Monte	1.903	4.890
Riotuerto	2.383	3.515
Solórzano	1.637	3.738
Voto	3.161	6.329
TOTAL	26.495	58.521

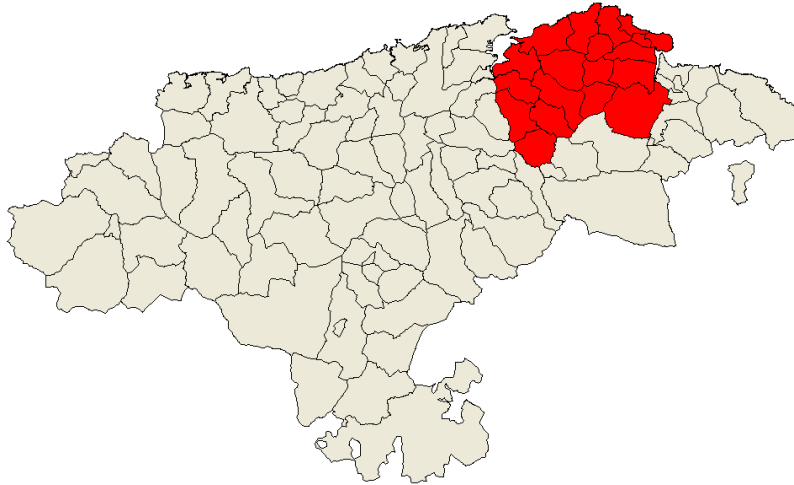
Datos de parecidas proporciones tanto superficie agraria útil y número de ganado podríamos obtener en otras zonas de Cantabria, uno de estos sitios comentados anteriormente es Villacarriedo y municipios próximos, con una gran cantidad de ganado vacuno.

En nuestro caso nos vamos a centrar en la comarca de Transmiera, dada su situación geográfica, que nos aporta:

- Número elevado de ganado vacuno.

- Buenas comunicaciones.
- Empresa próxima con calores residuales, potencialmente aprovechables.

IMAGEN 9.1. Comarca de Transmiera, señalada en rojo.



La implantación del biodigestor se localizará en una parcela próxima al vertedero de Meruelo del cual se tratará de aprovechar los calores residuales que este desprende sin que sean aprovechados de algún modo. De esta forma estaremos obteniendo gas CH₄ a partir de los purines recogidos en ganaderías próximas para su posterior uso y finalmente obtendríamos un fertilizante de valor en el mercado que al ser secado rentabilizaría los transportes para su posterior comercialización.

ANEXO Nº 2. PRODUCCIÓN DE PURINES EN ZONA DE ESTUDIO

Para nuestro biodigestor lo que más nos interesa es la producción de excrementos, esto implica que el ganado este confinado en recintos cerrados para poder aprovechar todo lo que genera la vaca, ya que si estas estuvieran en pastos sería inviable este proyecto. Por eso nos vamos a centrar principalmente en la raza Frisona ya que además de ser la más abundante es la que principalmente está estabulada. Las demás razas en su mayoría se encuentran en pastos gran parte del año.

Determinada nuestra zona de estudio en la comarca de Trasmiera, con datos aportados por AFCA (Asociación Frisona de Cantabria) y con la ayuda de la Tabla 10.1. obtendremos las cantidades de purines que se pueden obtener.

Tabla 10.1. Producción de purín diario en comarca de Trasmiera

TIPO DE GANADO	PESO (Kg)	PRODUCCIÓN MEDIA (L/día)	NÚMERO DE VACAS	PRODUCCIÓN TOTAL (L/día)
Hasta 2 meses	73	5	828	4.143
Hasta 6 meses	140	7,5	1.656	12.420
Hasta 12 meses	270	15	2.484	37.260
Hasta 18 meses	380	20	2.484	49.680
Hasta 24 meses	400	27	2.484	67.068
Vacas lecheras	600	48	19.135	918.480
TOTAL				1.089.051

De las cantidades obtenidas en la siguiente tabla solo necesitaremos 40 Tn/día puesto que nuestro biodigestor estará delimitado para esa cantidad.

Cabe indicar que todos los purines no son aptos para nuestro digestor, principalmente los purines obtenidos en las ganaderías con camas de arena para las vacas. Ya que con arena en el biodigestor tendríamos serios problemas de mantenimiento.

La cantidad empleada y absorbida por nuestro digestor ascendería al 4% de lo producido diariamente en la zona estudiada.

PRODUCCIÓN DE METANO

Limitada la capacidad de absorción por el biodigestor en 40 Tn/día de purín, con un aporte del 1% de aceite vegetal reciclado una vez utilizado en las cocinas, que como se explica anteriormente aporta un incremento del 35% al valor inicial obtenido por el purín.

La cantidad estimada que se aportará diariamente de aceite vegetal reciclada será de 400Kg.

- Producción de CH₄ por tonelada de purín → 20m³ CH₄
- Producción de CH₄ por tonelada de aceite vegetal reciclado → 700m³ CH₄

CH₄ obtenido a partir de purín:

$$40 \text{ Tn de purín} \times 15 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{Tn} = 800 \text{ m}^3 \text{ de CH}_4$$

CH₄ obtenido a partir de aceite vegetal reciclado:

$$0,4 \text{ Tn de purín} \times 700 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{Tn} = 280 \text{ m}^3 \text{ de CH}_4$$

$$\text{Total CH}_4 \rightarrow 800 + 280 = 1.080 \text{ m}^3 \text{ de CH}_4$$

ENERGÍA GENERADA

Del apartado anterior tenemos que se producen 1.080 m³ de CH₄ por día. A partir de la cantidad obtenida podemos realizar los siguientes balances energéticos:

$$1 \text{ m}^3 \text{ de CH}_4 \approx 0,7 \text{ litros de gasoil}$$

$$1.080 \text{ m}^3 \text{ de CH}_4 \times 0,7 \text{ l gasoil/m}^3 \text{ de CH}_4 = 756 \text{ litros de gasoil diarios}$$

$$756 \text{ l gasoil} \times 1,2\text{€} = 907,20\text{€} \text{ diarios}$$

$$1 \text{ m}^3 \text{ de CH}_4 = 10 \text{ Kwh/m}^3 \text{ CH}_4$$

$$1.080 \text{ m}^3 \text{ de CH}_4 \times 10 \text{ Kwh/m}^3 \text{ de CH}_4 = 10.080 \text{ Kwh}$$

VALOR DE LOS PURINES COMO FERTILIZANTE

El purín es un fertilizante de gran valor económico para las explotaciones ganaderas. Sin embargo, hasta ahora pocos son los estudios que lo hayan cuantificado monetariamente.

Tal y como se muestra en la siguiente tabla, un purín tipo de una explotación ganadera de vacuno de leche tiene un valor económico aproximado de 8,1€ m³ (si hacemos una equiparación entre los nutrientes que tiene el m³ y la aportación en fertilizantes simples que sería necesaria para suministrar la misma cantidad de nutrientes).

Tabla 10.2. Valor económico del purín como fertilizante.

Componentes purín	Kg/m ³	Valor Económico (€)
N	3,02	3,6
P ₂ O ₅	1,42	1,8
K ₂ O	3,54	2,7
TOTAL		8,1

De la tabla 10.2. obtenemos que por cada m³ de purín recogido tiene un valor de 8,1€. Consecuentemente se valora el purín obtenido una vez ha sufrido el proceso anaerobio de la misma forma puesto que no pierde ninguna de sus propiedades.

$$40\text{m}^3 \text{ de purín} \times 8,1\text{€} = 324\text{€}$$

ANEXO N° 3 BIOMETANIZACIÓN DEL ACEITE VEGETAL RESIDUAL

Seguidamente, se tratará sobre la obtención de metano (CH_4) a través de un proceso anaerobio a partir de los purines del ganado vacuno en co-digestión con aceite vegetal reciclado que incrementará sustancialmente el potencial de obtención de CH_4 .

Para comprobar el incremento de producción de gas metano gracias a la co-digestión, se han realizado pruebas en el laboratorio del Departamento de ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente de la UC, mediante las que se ha determinado el incremento de producción de metano obtenido a partir de la co-digestion entre el purín de vacuno y el aceite vegetal reciclado.

Para la determinación del potencial de biometanización del aceite residual, la metodología utilizada ha sido la del Biochemical Methane Potential test (BMP test). Se trata de un ensayo que se hace a escala laboratorio y permite averiguar la cantidad de metano que se puede obtener a partir de un substrato determinado y a qué velocidad se produce. Se ha seguido la metodología de acuerdo a Angelidaki et al. (2009).

Como inóculo se ha empleado purín de vaca previamente digerido y se ha empleado una relación inóculo / substrato de 1,5 (en base a Sólidos Volátiles (SV)) a una temperatura de 37°C .

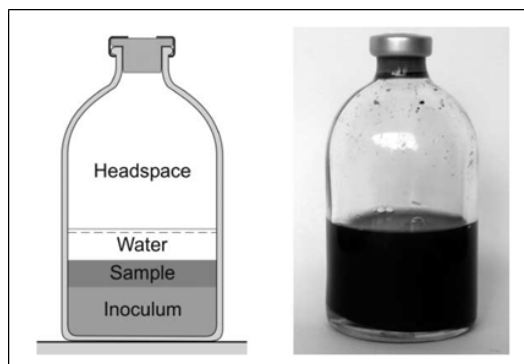


Imagen 11.1. Recipiente de ensayo sugerido para la prueba de biodegradabilidad anaeróbica.

La producción de gas fue medida de manera manométricamente, para lo cual se requiere de un transductor de presión y ecuaciones de cálculo para convertir esa presión en volumen de gas y metano expresado a 0°C, 1 atm y sin humedad.

El test se realizó por duplicado para verificar los resultados obtenidos, representando el valor medio. Para evitar la presencia de oxígeno, el aire inicialmente presente en la fase gas fue desplazado mediante “flushing” con gas Nitrógeno.



Imagen 11.2. Sustitución del volumen de aire por nitrógeno.



Imagen 11.3. Frascos en la estufa para mantener el rango mesofílico.



Imagen 11.4. Midiendo la presión del biogás producido con el sensor de presión

Para analizar el contenido en metano del gas se utilizó un cromatógrafo de gases. El biogás producido se extrajo de los reactores mediante una jeringuilla.

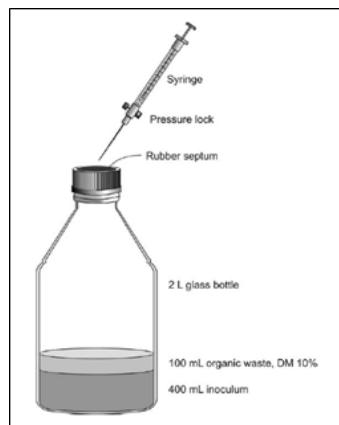


Imagen 11.5. Ilustración de muestreo del reactor y el gas.



Imagen 11.6. Vaciado del biogás producido.



Imagen 11.7. Cromatógrafo de gases para medir la cantidad de biogás y de metano producido.

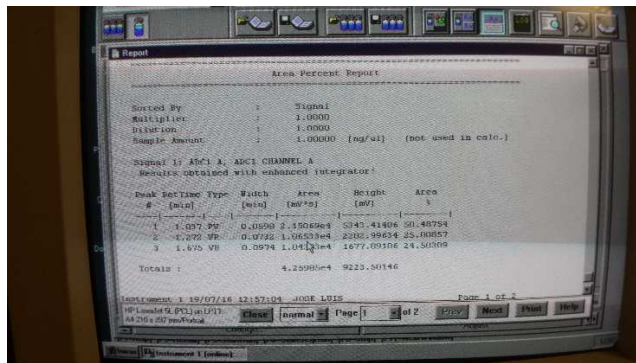


Imagen 11.8. Ejemplo de la salida de datos del cromatógrafo de gases.

Se recomienda que la relación entre los sólidos volátiles del inóculo y del substrato tiene que estar entre 1 y 3 para garantizar la presencia de nutrientes y alcalinidad.

$$\frac{VS_I}{VS_S} = 1 - 3$$

En nuestro caso utilizamos 1 g de aceite y 100 g de purín digerido, lo cual dio una relación de 1,5.

El volumen de metano debe ser expresado en las siguientes condiciones:

- P= 1 atm.
- T = 0°C.
- Seco (descontar humedad).

Al realizar el BMP test por el método Manométrico necesitamos hacer cálculos para hallar el volumen de metano acumulado. Para ello vamos a necesitar las siguientes formulas:

1. Para calcular el volumen de biogás en condiciones de presión y temperatura estándar lo haremos mediante esta fórmula:

$$V_{biogas_STP} = V_{headspace} \cdot \frac{P_{headspace}}{P_{STP}} \cdot \frac{T_{STP}}{T}$$

Donde:

- V_{biogas_STP} : Es el volumen de biogás, ajustado a presión y temperatura estándar, y que se produce entre dos operaciones de ventilación.
- $V_{headspace}$: Es el volumen del espacio de cabeza de reactor.
- $P_{headspace}$: Es la presión del espacio de la cabeza del reactor.
- T_{STP} : 273,15°K.
- P_{STP} : 1 atm, 1013,25 mbar.
- T : Temperatura del test (°K).

2. Al estar el biogás saturado de humedad el contenido en metano del biogás debe ser corregido teniendo en cuenta la saturación de humedad, mediante la siguiente formula:

$$\%CH_{4_dry} = \%CH_{4_wet} \cdot \left(1 - \frac{P_{vap}}{P_{amb} + P_{headspace}} \right)$$

Donde:

- $\%CH_{4_dry}$ es el contenido de metano del biogás en condiciones de gas seco.
- $\%CH_{4_wet}$ es el contenido de metano del biogás analizado (condiciones húmedas).
- P_{vap} es la presión de vapor del agua a temperatura de funcionamiento.

- Ecuación de Antoine para el H₂O: $P_{vap} = e^{18,3036 - \frac{3816,44}{T - 46,13}}$

$$P_{vap}^{H_2O} [=] \text{ mm Hg}$$

$$T [=] ^\circ K$$

- P_{amb} es la presión ambiente (1013,25 mbar a nivel del mar).

3. Para calcular el volumen “entre pinchadas” (entre cada intervalo de tiempo de ventilación), utilizaremos la siguiente formula:

$$\Delta V_{CH_4} = \left(V_{headspace} \cdot \frac{T_{STP}}{T} + V_{biogas_STP} \right) \cdot \frac{\%CH_{4_dry_current}}{100} - \left(V_{headspace} \cdot \frac{T_{STP}}{T} \right) \cdot \frac{\%CH_{4_dry_previous}}{100}$$

Donde:

- ΔV_{CH_4} es el volumen de metano producido en cada intervalo de tiempo de ventilación.
- $\%CH_{4_dry_previous}$ es el contenido de metano del biogás (condiciones secas) al comienzo de un ciclo de ventilación ($P_{headspace} = 0$).
- $\%CH_{4_dry_current}$ es el contenido de metano del biogás (condiciones secas) al final del ciclo de purga ($P_{headspace} > 0$).

4. Para calcular la tasa de rendimiento de metano entre dos operaciones de ventilación, lo haremos mediante esta fórmula:

$$R_{CH_4} = \frac{\Delta V_{CH_4}}{\Delta t}$$

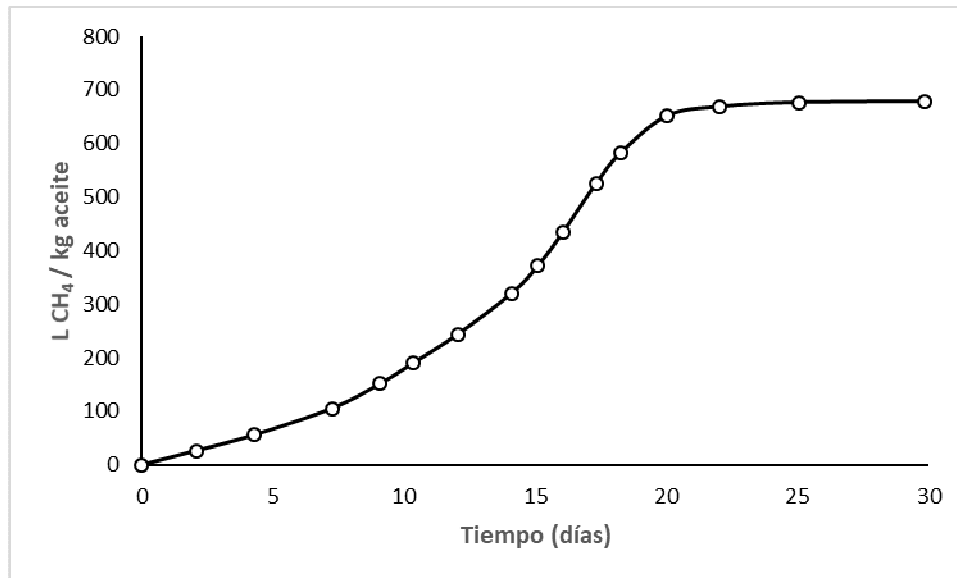
Donde:

- R_{CH_4} es la tasa de rendimiento de metano entre dos operaciones de ventilación.
- Δt es el intervalo de tiempo entre dos operaciones de ventilación.

5. Para calcular la acumulación de la producción de metano, utilizaremos:

$$V_{CH_4_cumulated} = \sum_{i=1}^n \Delta V_{CH_4 i}$$

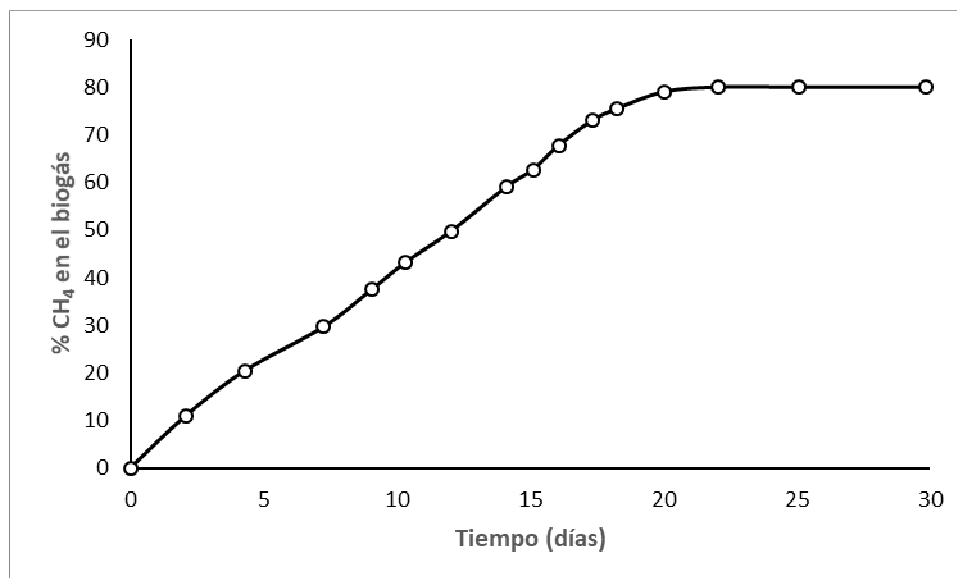
- Los valores acumulados de la producción de metano se calculan como la suma de los valores de producción de metano individual.



Grafica 11.1. Metano obtenido en función del tiempo.

La grafica xxx nos indica que el CH₄ obtenido de un aceite vegetal residual asciende a 700 l CH₄ / Kg aceite lo que supone 35 veces mas que el obtenido por un Kg de purín de vaca.

Esto implica que mejoraremos el rendimiento del biodigestor en un 35% siendo la cantidad aportada de aceite vegetal residual el 1% del total del purín.



Gráfica 11.2. Metano obtenido en el biogás.

ANEXO Nº 4. TIPO DIGESTOR Y DIMENSIONES

DIMENSIONES BIODIGESTOR

Una vez determinada la cantidad de purines absorbida por el digestor diariamente y en función de la temperatura a la que se trabaje podemos determinar el volumen de este.

Tabla 12.1. THR recomendado en función de la temperatura de operación.

Temperatura de operación (°C)	Tiempo de retención (días)
18	28
24	20
30	14

En nuestro caso operaremos a una temperatura aproxima de 18 °C por lo que tendremos un THR de 28 días.

$$THR = V \div Q$$

$$THR = 28 \text{ días}$$

$$Q = 40 \text{ m}^3/\text{día}$$

$$V = THR \times Q \rightarrow V = 28 \times 40 = 1.120 \text{ m}^3$$

En las dimensiones obtenidas hay que tener en cuenta un 20% más del volumen calculado para la retención de purines. Por lo que a lo calculado le

sumariamos 224m³ que se corresponderían con el 20% necesario para la acumulación de gases.

$$V_{\text{TOTAL}} = 1.120 + 224 = 1.344 \text{ m}^3$$

ELECCIÓN DEL GASÓMETRO

Para determinar el volumen del tanque de biogás, se supone que la mezcla gaseosa CH₄-CO₂ se comporta como un gas ideal. Esta suposición es aceptable ya que la presión de almacenamiento (10 bar) no es muy elevada.

La producción diaria de biogás es de 1080 m³ en condiciones normales de (1 bar y 0°C) alcanzará el siguiente volumen tras ser comprimido (tomando las condiciones ambientales mas desfavorables, a 35°C):

$$\frac{PV}{T} = \frac{P'V'}{T'} \rightarrow V' = \frac{PVT'}{TP'} = \frac{1 \times 1080 \times (35 + 273)}{273 \times 10} = 121,84 \text{ m}^3$$

En nuestro caso se desea almacenar el biogás producido en 12 horas. Puesto que el calculado es el obtenido en un día entero, aplicaremos un coeficiente del 50%, siendo el volumen mínimo requerido para el gasómetro:

$$V_{\text{Gasometro}} = 60,92 \text{ m}^3$$